



ЖУРНАЛ
БЕЛОРУССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО УНИВЕРСИТЕТА

ЭКОЛОГИЯ

JOURNAL
OF THE BELARUSIAN STATE UNIVERSITY

ECOLOGY

Издается с сентября 2017 г.
(до 2017 г. – «Экологический вестник»)
Выходит 1 раз в квартал

4

2023

МИНСК
БГУ

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор

МАСКЕВИЧ С. А. – доктор физико-математических наук, профессор; Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь.
E-mail: direktor@iseu.by

**Заместитель
главного
редактора**

ГЕРМЕНЧУК М. Г. – кандидат технических наук, доцент; заместитель директора по научной работе Международного государственного экологического института им. А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь.
E-mail: germenchuk@iseu.by

**Ответственный
секретарь**

ЛОЗИНСКАЯ О. В. – старший преподаватель кафедры общей биологии и генетики Международного государственного экологического института им. А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь.
E-mail: aromia@rambler.ru

Батян А. Н.

Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Головатый С. Е.

Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Голубев А. П.

Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Гричик В. В.

Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Дардынская И. В.

Центр всемирного здоровья «Великие озера», Чикаго, США.

Дзятковская Е. Н.

Институт стратегии развития образования Российской академии образования, Москва, Россия.

Дроздович В. В.

Национальный институт рака, США, Бетесда.

Зафранская М. М.

Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Кильчевский А. В.

Национальная академия наук Беларуси, Минск, Беларусь.

Коноплев А. В.

Институт радиоактивности окружающей среды университета г. Фукусима, Япония.

Коровин Ю. А.

Обнинский институт атомной энергетики – Национальный исследовательский ядерный университет МИФИ, Обнинск, Россия.

Ленгфельдер Э.

Радиологический институт здоровья и окружающей среды им. Отто Хуга, Мюнхен, Германия.

Либератос Г.

Афинский технический университет, Афины, Греция.

Линге И. И.

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук, Москва, Россия.

Лукашенко С. Н.

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия.

Логинов В. Ф.

Национальная академия наук Беларуси, Минск, Беларусь.

Медведев С. В.

ГНУ «Объединенный институт проблем информатики» Национальной академии наук Беларуси, Минск, Беларусь.

Набиев И. Р.

Реймский университет, Франция, Реймс.

Степанов С. А.

Международный независимый эколого-политологический университет, Москва, Россия.

Стожаров А. Н.

Белорусский государственный медицинский университет, Минск, Беларусь.

Тарутин И. Г.

ГУ «РНПЦ онкологии и медицинской радиологии им. Н. Н. Александрова», Минск, Беларусь.

EDITORIAL BOARD

Editor-in-chief	MASKEVICH S. A. , doctor of science (physics and mathematics), professor, International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University, Minsk, Belarus. E-mail: direktor@iseu.by
Deputy editor-in-chief	GERMENCHUK M. G. , PhD (engineering), docent; deputy director for research of the International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University, Minsk, Belarus. E-mail: germenchuk@iseu.by
Executive secretary	LOZINSKAYA O. V. , senior lecturer at the department of general biology and genetics of the International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University. E-mail: aromia@rambler.ru
<i>Batyan A. N.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Golovaty S. E.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Golubev A. P.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Grichik V. V.</i>	Belarusian State University, Minsk, Belarus
<i>Dardynskaya I. V.</i>	Great Lakes Center for Occupational and Environmental Safety and Health, Chicago, USA.
<i>Dziatkovskaya E. N.</i>	Institute of Education Development Strategy of the Russian Academy of Education, Moscow, Russia.
<i>Drozдовitch V. V.</i>	Radiation Epidemiology Branch, DCEG (Division of Cancer Epidemiology and Genetics), National Cancer Institute, Bethesda MD.
<i>Zafranskaya M. M.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Kilchevsky A. V.</i>	National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Konoplev A. V.</i>	Environmental Radioactivity Institute, Fukushima University, Japan.
<i>Korovin Y. A.</i>	Obninsk Institute for Nuclear Power Engineering, Obninsk, Russia.
<i>Lengfelder E.</i>	Otto Hug Radiological Institute for Health and Environment, Munich, Germany.
<i>Lyberatos G.</i>	Athens Technical University, Athens, Greece.
<i>Linge I. I.</i>	Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia.
<i>Lukashenko S. N.</i>	Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia.
<i>Loginov V. F.</i>	National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Medvedev S. V.</i>	The United Institute of Informatics Problems of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Nabiev I. R.</i>	University of Reims Champagne-Ardenne (URCA), France.
<i>Stepanov S. A.</i>	International Independent Ecological and Political University, Moscow, Russia.
<i>Stozharov A. N.</i>	Belarusian State Medical University, Minsk, Belarus.
<i>Tarutin I. G.</i>	N. N. Alexandrov National Cancer Centre of Belarus, Minsk, Belarus.

ИЗУЧЕНИЕ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

THE STUDY AND REHABILITATION OF ECOSYSTEMS

УДК 633.31/37:631.46

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ПОЛИФУНКЦИОНАЛЬНОСТЬ МИКРООРГАНИЗМОВ И РАСТИТЕЛЬНО-МИКРОБНЫХ КОМПЛЕКСОВ В БИОРЕМЕДИАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ

Я. К. КУЛИКОВ¹⁾

¹⁾Белорусский государственный университет,
пр. Независимости, 4, 220030, г. Минск, Беларусь

Выявлены механизмы биосорбции и биodeградации загрязняющих веществ в почве, связанные с рядом физиолого-биохимических особенностей микроорганизмов и зависящие от их видового разнообразия и специфики действия. Отмечена роль и значение микроорганизмов на примере цианобактерий, микромицетов и водорослей как эффективных биоремедиаторов почвы. Перспективным направлением совершенствования процессов биоремедиации почвенных экосистем является использование альго-цианобактериальных сообществ. Особую устойчивость к загрязняющим веществам проявляют цианобактериальные ассоциации. Они способны адаптироваться к нефти, нефтепродуктам, тяжелым металлам, продуктам уничтожения химического оружия, поддерживать окислительный уровень экосистем за счет выделения кислорода, увеличивать численность гетеротрофных спутников в ассоциациях. Цианобактериальные биологические препараты в комплексе с минеральными удобрениями при внесении в нефтезагрязненные почвы активизируют процессы деградации нефти. Во многом деградационная способность цианобактерий по отношению к нефти объясняется тем, что в колониальной слизи цианобактерий создаются благоприятные условия для развития других микроорганизмов. Показано, что на биосорбционную функцию цианобактерий оказывают влияние плотность их популяции, степень агрегированности, время контакта с загрязняющим компонентом и его концентрация.

Образец цитирования:

Куликов ЯК. Экологическая полифункциональность микроорганизмов и растительно-микробных комплексов в биоремедиации загрязненных почв. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;4:4–15.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-4-15>

For citation:

Kulikou YaK. Ecological polyfunctionality of microorganisms and plant-microbial complexes in bioremediation of polluted soils. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:4–15. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-4-15>

Автор:

Ярослав Константинович Куликов – доктор биологических наук, профессор кафедры общей экологии и методики преподавания биологии.

Author:

Yaroslav K. Kulikou, doctor science (biology), professor at the department of general ecology and methods of teaching biology. kulikova22@mail.ru

Выявлены оптимальные параметры статуса цианобактерий для использования их в качестве биосорбентов. Среди важнейших аспектов ассоциативного взаимодействия актиномицетов с фитоценозами могут быть названы такие, как роль этих микроорганизмов в регуляции численности и состава их микрофлоры (контроль фитопатогенов) и повышение способности растений выдерживать разнообразные абиотические стрессы, в числе которых засуха, засоление, загрязнение почв тяжелыми металлами и другими ксенобиотиками. Самую большую группу биоактивных вторичных метаболитов актиномицетов составляют антибиотики с антибактериальной, противогрибковой, антипротозойной и противовирусной активностью. Продуцируемые ими антибиотики могут проявлять активность в природных условиях и иметь значение в судьбе других микроорганизмов в прикорневой зоне растений. Способность актиномицетов образовывать антибиотики основана на конкурентных взаимоотношениях микроорганизмов в естественных условиях их обитания.

Ключевые слова: биоремедиация почв; аборигенная микрофлора; микроорганизмы-деструкторы; цианобактерии; растительно-актиномицетные комплексы; растительно-микробные взаимодействия.

ECOLOGICAL POLYFUNCTIONALITY OF MICROORGANISMS AND PLANT-MICROBIAL COMPLEXES IN BIOREMEDIATION OF POLLUTED SOILS

Ya. K. KULIKOU^a

^aBelarussian State University,
4 Niezaliežnasci Avenue, Minsk, 220030, Belarus

Mechanisms of biosorption and biodegradation of pollutants in the soil, associated with a number of physiological and biochemical characteristics of microorganisms and depending on their species diversity and specific action, are revealed. The role and importance of microorganisms is noted on the example of cyanobacteria, micromycetes and algae as effective soil bioremediators. A promising direction for improving the processes of bioremediation of soil ecosystems is the use of algal-cyanobacterial communities. Cyanobacterial associations exhibit particular resistance to pollutants. They are able to adapt to oil, petroleum products, heavy metals, chemical weapons destruction products, maintain the oxidative level of ecosystems due to the release of oxygen, and increase the number of heterotrophic satellites in associations. Cyanobacterial biological preparations in combination with mineral fertilizers, when applied to oil-contaminated soils, activate oil degradation processes. In many respects, the degradation ability of cyanobacteria in relation to oil is explained by the fact that favorable conditions are created in the colonial mucus of cyanobacteria for the development of other microorganisms. It has been shown that the biosorption function of cyanobacteria is influenced by their population density, the degree of aggregation, the time of contact with the pollutant and its concentration. The optimal parameters of the status of cyanobacteria for their use as biosorbents have been revealed. Among the most important aspects of the associative interaction of actinomycetes with phytocenoses can be named such as the role of these microorganisms in regulating the number and composition of their microflora (control of phytopathogens) and increasing the ability of plants to withstand a variety of abiotic stresses, including drought, salinization, soil contamination with heavy metals and other xenobiotics. The largest group of bioactive secondary metabolites of actinomycetes are antibiotics with antibacterial, antifungal, antiprotazoal and antiviral activity. The antibiotics produced by them can be active in natural conditions and have significance in the fate of other microorganisms in the root zone of plants. The ability of actinomycetes to form antibiotics is based on the competitive relationships of microorganisms in their natural habitat.

Keywords: soil bioremediation; native microflora; degrading microorganisms; cyanobacteria; plant-actinomycete complexes; plant-microbial interactions.

Введение

Антропогенная нагрузка на почву неизбежно приводит к ее физической, химической и биологической деградации, становится причиной утраты плодородия, накопления токсичных веществ в продуктах питания и кормах. Поэтому чрезвычайно важен поиск и реализация путей восстановления (ремедиации) исходных качеств почвы. В этом плане все большую популярность приобретают приемы биоремедиации, которые включают использование микроорганизмов различных систематических уровней и их комплексов для проведения рекультивационных работ [1].

При биоремедиации постепенное восстановление исходных параметров почвенного плодородия может происходить спонтанно за счет растительно-микробной системы. Однако процессы эти порой очень медлительны, поэтому требуются усилия по повышению скорости репарационных процессов, что является одной из первостепенных задач почвенной биотехнологии. Стратегия использования микроорганизмов в охране окружающей среды осуществляется по двум главным направлениям: экстенсивному и интенсив-

ному. Экстенсивные методы основаны на стимулировании или ингибировании деятельности аборигенных микроорганизмов, разрушающих ксенобиотики, и представляют собой самостоятельный раздел биотехнологии, оперирующий с естественными ассоциациями в местах их природного существования. Эти методы основаны на процессах, характеризующихся небольшими скоростями, но они могут быть применены для охраны от загрязнения огромных объемов почв и природных вод при небольших капитальных затратах. Интенсивные методы основаны на интродукции активных микроорганизмов-деструкторов в загрязненную почву в виде суспензии свободных или иммобилизованных на специальных носителях клеток [2].

Накоплен сравнительно большой опыт биорекультивации техногенных территорий с использованием микроорганизмов различных систематических групп. Однако роль растительно-микробных взаимодействий в этом процессе слабо изучена.

Цель работы – обсуждение ресурсосберегающих принципов биоремедиации загрязненных почв с учетом полифункциональных свойств микроорганизмов и растительно-микробных комплексов.

Биоремедиация почв с использованием аборигенной микрофлоры. Это группа приемов, которая в настоящее время используется наиболее часто. На загрязненные территории для стимуляции аборигенных микробных популяций вносят различные вещества: окислители, косубстраты (мелассу, этанол, навоз, навозные стоки), источники азота и фосфора, эмульгаторы. Применимость и эффективность использования различных технологий активации автохтонной микрофлоры зависит от «возраста» и характера загрязнения, механического состава почвы, размера очищаемой территории и направления ее хозяйственного использования. Предложен также сорбционно-биологический метод, основанный на использовании природных сорбентов и агроприемов, создающих оптимальные условия для развития и жизнедеятельности собственной специфической почвенной биоты. При этом сорбент играет роль своеобразного буфера, который поддерживает концентрацию химикатов в почвенном растворе на низком уровне токсичности, обеспечивая тем самым условия для детоксикации как растворенных, так и сорбированных ксенобиотиков [3].

Оригинальный прием активизации аборигенной микрофлоры, участвующей в деструкции нефти, заключается в периодическом (один раз в четыре месяца) внесении в загрязненную почву углеводородокисляющих бактерий. Другими авторами для стимуляции аборигенной нефтеокисляющей микрофлоры в почвах, имеющих разный срок и тип нефтяного загрязнения, предлагаются приемы, основанные на внесении минеральных удобрений, мелассы и поверхностно-активных веществ. Самая значительная убыль нефти наблюдалась при внесении всего комплекса стимулирующих добавок. Снижение содержания нефти в почве на 98 % за семь месяцев биоремедиационных работ было достигнуто при комплексном использовании аборигенной микрофлоры, стимуляцию развития которой проводили путем внесения азотно-фосфатных удобрений. Дальнейшая интенсификация процесса деструкции углеводородов осуществлялась путем интродукции в нефтезагрязненную почву предварительно выделенных из нее же нефтеокисляющих микроорганизмов, биомасса которых наращивалась в лабораторных условиях и в полевом резервуаре. Среди биологических агентов, расщепляющих органические загрязнители, существенную роль отводят миксотрофным цианобактериям, которые в природных условиях имеют преимущество перед гетеротрофными бактериями и грибами [4].

Использование интродуцируемых активных штаммов микроорганизмов-деструкторов и микробных ассоциаций в биоремедиации почв. Высокая степень устойчивости некоторых микроорганизмов к тяжелым металлам является одной из основ их использования в биоремедиации. В частности, на примере несимбиотического гриба *Trichoderma sp.*, выделенного из почвы, загрязненной отвалами шахты по добыче свинца, показано, что данный гриб способен улучшать рост растений за счет поглощения тяжелых металлов из почвы. Кроме того, инокуляция почвы штаммом *Trichoderma sp.* повышала доступность питательных веществ, рост саженцев сосны, содержание хлорофилла и белка, а также активность супероксиддисмутазы. Поэтому велика перспектива использования данного штамма триходермы в программах лесовосстановления и очищения загрязненных почв [5].

При инокуляции свинецзагрязненной почвы с бывших стрельбищ сапротрофными грибами (*Aspergillus niger* и *Penicillium sp.*) была отмечена мобилизация свинца уже через пять суток, которую связывают с продуцированием грибами хелатирующих органических кислот (щавелевой и лимонной) и снижением pH. Изучение состава микромицетов, выделенных с полигонов твердых бытовых отходов, показало, что данные грибы обладают повышенной устойчивостью к тяжелым металлам, концентрация которых в почве полигонов значительно превышает ПДК. Поэтому предлагают доминирующие в почве полигона виды (*A. niger*, *P. palitans*, *T. viride*) использовать в процессах рекультивации этих территорий [6].

Комбинацией необходимых свойств для проведения биоремедиации, включая ростстимулирующий эффект и антагонистическую активность против фитопатогенов, обладают бактерии рода *Pseudomonas*, актиномицеты и различные виды цианобактерий. Биопрепараты, разработанные на основе штаммов этого рода, применяются как для защиты культурных растений от болезней, так и для ремедиации почв, загрязненных нефтью и тяжелыми металлами [7].

Имеются сведения о роли микроорганизмов в детоксикации конкретных тяжелых металлов. Так, установлено, что бактерии *Ps. fluorescens* и *Ps. putida*, стимулирующие рост и повышающие урожайность сельскохозяйственных культур, после инокуляции семян ячменя, выращиваемого в почве, загрязненной свинцом, способствовали уменьшению содержания этого металла в зеленой массе и корнях растений, а также устраняли его токсическое действие. Предполагают, что устранение токсического действия свинца происходит вследствие образования стабильных комплексов этого элемента с сидерофорами, продуцируемыми псевдомонадами [8].

Спорообразующие бактерии *Bacillus* sp. успешно применяются для снижения фитотоксичности нефтезагрязненной серой лесной почвы. При этом снижение токсикоза почвы происходит не только в результате деградации нефти, но и путем подавления бациллами фитотоксических форм микромицетов, численность которых через полгода инкубации внесенных бактерий уменьшается на 12–20 %, через год – на 20–25 %. Скорость самоочищения почвы от нефти повышается и в случае внесения различных видов бактерий рода *Azotobacter*. Доказано, что эти бактерии способны усваивать углеводороды нефти в качестве единственного источника углерода и энергии как в присутствии связанного азота, так и при азотфиксации. Поэтому использование *Azotobacter* рекомендуют для повышения эффективности биоремедиации нефтезагрязненных почв. Наряду с бактериями в качестве основы биопрепаратов для ремедиации нефтезагрязненных почв применяются, хотя и реже, грибы, способные к утилизации ксенобиотиков [9].

Среди методов биомелиорации нефтезагрязненной почвы предлагается использование смешанной культуры микроводорослей. Полагают, что это основано на возможности данных микроорганизмов выделять кислород в почве и тем самым повышать скорость абиотических процессов окисления, способствующих разложению поллютантов до безвредных продуктов [10].

Проводятся работы по выявлению микроорганизмов, активных в разложении пестицидов. Разработан экологический метод биоремедиации сельскохозяйственных почв от хлорпирифоса с помощью гриба *A. terreus*. Данный инсектицид полностью деградировал в течение 24 ч инкубации в почве, обогащенной С, N, Р. Разложению такого пестицида, как пентахлорфенол, способствовал интродуцированный в почву штамм-деструктор *Streptomyces rochei*. Под действием почвенной микрофлоры он полимеризуется с образованием продуктов типа хлорированных диоксинов. Внесение клеток стрептококка способствует уменьшению количества продуктов его трансформации [11].

С деятельностью микроорганизмов связывают и разложение фосфорорганических соединений (ФОС), которые в окружающей среде циркулируют в результате применения в сельском хозяйстве пестицидов. Доказано, что клетки различных микроорганизмов могут разлагать ФОС и поэтому чрезвычайно важны в качестве катализаторов процессов биоремедиации почв. К числу деструкторов ФОС относятся бактерии р. *Pseudomonas*, гриб *A. niger*.

В частности, при внесении торфо-соломистого компоста или соломы формируется сообщество микроорганизмов, активно гидролизующих целлюлозу и гемицеллюлозу. Эти полисахариды и продукты их гидролиза используются теми же микроорганизмами при разложении прометрина. В составе микроорганизмов, разлагающих гербицид, были выделены бактерии р. *Sporocytophaga* sp., *Xanthomonas* sp., *Pseudomonas* sp. Следовательно, для эффективной биоремедиации почв, загрязненных прометрином, необходимо вносить в них растительные остатки, богатые полисахаридами, или специализированные органические субстраты, содержащие ассоциации отселектированных микроорганизмов, утилизирующих целлюлозу [12].

Для создания биопрепаратов, предназначенных для ремедиации почв, загрязненных полихлорированными бифенилами (ПХБ), перспективно использование определенных штаммов бактерий р. *Bacillus*. Коллекционные штаммы бацилл, выделенные из биогумуса и сероземных почв, загрязненных гексахлорциклогексаном, способны выживать в среде, где единственным источником питания и энергии являются ПХБ, и активно разрушают данные соединения [13].

На основании результатов изучения активности микроорганизмов-деструкторов хлорфенолов выявлена высокая способность представителей родов *Rhodococcus*, *Pseudomonas* и *Bacillus* разрушать токсикуанты, что в полной мере оправдывает их использование в очистке загрязненной почвы [2].

К новым биоремедиационным агентам в последние годы стали относить и цианобактерии. Образуют тесные симбиотические взаимовыгодные связи с другими микробами, входящими в состав цианобактериальных сообществ, они в то же время могут быть антагонистами других микроорганизмов, в том числе и фитопатогенов. С другой стороны, цианобактерии реально использовать в биорекультивационных целях для очистки почв от химических поллютантов благодаря многочисленным механизмам детоксикации загрязнителей [14].

В биотехнологическом плане достоинством цианобактерий является то, что при их культивировании, в отличие от гетеротрофных микробов-продуцентов, эти микроорганизмы, являясь фотоавтотрофами

и азотфиксаторами, не требуют сред с органическими компонентами и не нуждаются в связанных соединениях азота. При этом выполняется одно из условий успешного биотехнологического производства – низкая стоимость питательных сред. Цианобактерии отвечают и второму важнейшему требованию микробной биотехнологии – высокие темпы размножения, что приводит к созданию максимальной продукции в предельно краткие сроки. Создание музейной коллекции цианобактерий, с помощью которой возможен скрининг на выявление практически значимых штаммов, опирается на выделение этих микроорганизмов из природных сред [1; 2].

Супрессивность почвы восстанавливается при инокуляции цианобактерии в биологически и химически загрязненную почву. Биологическое загрязнение почвы очень часто обусловлено массовым размножением фитопатогенных микроорганизмов. Получены убедительные примеры антагонистической активности цианобактерий против фитопатогенов и, в частности, против одних из наиболее вредоносных возбудителей болезней растений – грибов р. *Fusarium*. Например, было показано, что при введении культур цианобактерий в почву, зараженную фитопатогенными грибами, неоднократно отмечался эффект повышения ее супрессивности. Достоинства цианобактерии как биофунгицида обусловлены их экологической ролью в биоценозах. В отличие от других микроорганизмов, цианобактерии обладают уникальной способностью мгновенно адаптироваться, активно размножаться и вегетировать при реинтродукции в почву. Их введение в почвенные микробоценозы ведет, в частности, к ослаблению фузариозных патосистем и снижению количества пораженных растений [15].

Большое практическое значение имеет способность цианобактерий к обезвреживанию токсикантов. Степень их стойкости и скорость деградации различны и во многом определяются наличием организмов, способных их усваивать, детоксифицировать, гидролизовать, обезвреживать. Механизмы трансформации ксенобиотиков различны у разных организмов и могут быть обусловлены морфологическими и физиологическими особенностями. Среди организмов-биоремедиаторов цианобактерии выделяются многообразием путей обезвреживания поллютантов [16].

В первую очередь адаптация цианобактерий к неблагоприятным внешним воздействиям обусловлена интенсивным выделением внеклеточной слизи, которая в общем балансе клетки существенна и составляет примерно 30 % связываемого за сутки углерода или 40 % чистой суточной продукции фотосинтеза. При этом указанные объемы могут значительно колебаться как в сторону уменьшения, так и в сторону увеличения в зависимости от вида, физиологического состояния и функциональной активности клеток и условий окружающей среды [1; 14].

Экссудация слизи приводит к проявлению у цианобактерий сорбционных способностей, приводящих к внеклеточной детоксикации поллютантов. Полнота связывания поллютантов из раствора пропорциональна количеству выделяемой слизи. Связывание тяжелых металлов осуществляется как полисахаридами, так и липофильной фракцией клеток. Существует феномен дистанционной детоксикации, при котором система защиты цианобактерий от тяжелых металлов включает связывание этого элемента не только клеточными структурами, слизистой оболочкой, но и экзополисахаридами в культуральной среде [1; 2].

В Республике Беларусь запатентован способ очистки почвы от нефти с помощью препарата «Родобел-Т», который представляет собой ассоциацию микроорганизмов, активно утилизирующих углеводороды нефти. Он содержит представителей гидрофильных и липофильных микроорганизмов, что обеспечивает возможность его действия на границе водно-нефтяного слоя и в толще загрязнителя. Микроорганизмы, входящие в препарат, выделены из природы, непатогенны, нетоксичны. Одним из недостатков использования в биоремедиации выделенных и отселектированных культур гетеротрофных микроорганизмов является то, что они обладают относительно узким спектром биогеохимических функций. В то же время природные сообщества имеют более широкий набор этих функций, так как включают в себя представителей нескольких трофических уровней, в том числе и фотосинтетиков: цианобактерий и эукариотных водорослей [17].

Перспективным направлением совершенствования процессов биоремедиации почвенных экосистем является использование альго-цианобактериальных сообществ. Особую устойчивость к загрязняющим веществам проявляют цианобактериальные ассоциации. Они способны адаптироваться к нефти и нефтепродуктам, тяжелым металлам, продуктам уничтожения химического оружия, поддерживать окислительный уровень экосистем за счет выделения кислорода, увеличивать численность гетеротрофных спутников в ассоциациях. Цианобактериальные биологические препараты с доминированием *Phormidium tenuissimum*, *Synechocystis minuscula*, *Synechococcus elongates*, выделенные из техногенных экосистем, при внесении в комплексе с минеральными удобрениями в нефтезагрязненные почвы активизируют процессы деградации нефти. Во многом деградационная способность цианобактерий по отношению к нефти объясняется тем, что в колониальной слизи цианобактерий создаются благоприятные условия для развития других микроорганизмов [18].

Использование растительно-актиномицетных комплексов в биоремедиации почв. Актиномицеты – мицелиальные прокариоты, выполняющие ключевую роль в поддержании почвой гомеостаза. Благодаря способности продуцировать гидролитические ферменты актиномицеты участвуют в утилизации разнообразных растительных полимеров и минерализации мономеров, создавая для растений благоприятные условия существования в почвах. Кроме того, почвенные актиномицеты, способные колонизировать корни растений, могут оказывать на них непосредственное воздействие, реализуя ряд потенциальных путей и механизмов, связанных с биосинтезом антибиотиков, фунгицидов, сидерофоров, сигнальных молекул, модуляторов иммунного ответа, регуляторов роста растений и других соединений вторичного метаболизма [19].

Среди важнейших аспектов ассоциативного взаимодействия актиномицетов с растениями могут быть названы такие, как роль актиномицетов в регуляции численности и состава их микрофлоры (контроль фитопатогенов) и повышение способности фитоценозов выдерживать разнообразные абиотические стрессы, в числе которых засуха, засоление, загрязнение почв тяжелыми металлами и другими ксенобиотиками. Самую большую группу биоактивных вторичных метаболитов актиномицетов составляют антибиотики с антибактериальной, противогрибковой, антипротозойной и противовирусной активностью. Продуцируемые ими антибиотики могут проявлять активность в природных условиях и иметь значение в судьбе других микроорганизмов в прикорневой зоне растений. При развитии в почве актиномицеты как мицелиальные организмы, подобно грибам, располагают рядом преимуществ: проникновение через поверхность раздела фаз и колонизация нового пространства в условиях, делающих бесполезной активную подвижность клеток. Сходство механизмов адаптации грибов и актиномицетов к условиям существования в почве позволяет предположить достаточно высокую степень перекрытия экологических ниш их отдельных представителей в природных местообитаниях. Согласно существующим представлениям, способность актиномицетов образовывать антибиотики также основана на конкурентных взаимоотношениях микроорганизмов в естественных условиях их обитания [20].

Различную способность растений взаимодействовать с мицелиальными прокариотами целесообразно учитывать при селекции новых сортов на устойчивость к почвенным инфекциям. Создание сортов с повышенной способностью концентрировать на корнях актиномицеты с антифунгальными свойствами, очевидно, может стать перспективным направлением по регуляции численности патогенов в ризосфере растений, используемых для биоремедиации почв. Особая роль в защите растений от фитопатогенов отводится стрептомицетам, поскольку они не только продуцируют широкий спектр антибиотических веществ, но и наиболее вездесущи, активно колонизируя покровы и внутренние ткани растений [21].

Различные виды стрептомицетов или синтезированные ими метаболиты используются для биологического контроля фузариозных заболеваний многих хозяйственно важных растений, включая банан, хлопчатник, гвоздику, спаржу, фасоль, томаты, зерновые и хвойные культуры. Значительное количество работ посвящено роли стрептомицетов в подавлении роста и ограничении численности также таких фитопатогенов, как *Alternaria spp.*, *Rhizoctonia spp.*, *Phytophthora capsici*, *Colletotrichum gloeosporioides*, *Botrytis cinerea*, *Pythium ultimum*, *Rhizopus stolonifer*, *Stemphylium lycopersici* и др. [22].

Исследования метаболических взаимодействий выделенных из ризосферы мицелиальных микроорганизмов показали, что метаболиты, продуцируемые актиномицетами, существенно влияют на развитие фитопатогенных грибов, ограничивая или подавляя их рост не только в лабораторных условиях, но и в вегетационных, а также полевых экспериментах. Так, при анализе динамики активности интродуцированных в биотическую систему микроорганизмов было показано, что стрептомицетный штамм *S. hygroscopicus* A-4, несмотря на более низкие в сравнении с грибом темпы роста, способен увеличивать свою численность в прикорневой зоне и ограничивать при этом рост фитопатогенного гриба *F. avenaceum*, снижать заболеваемость проростков озимой ржи и клевера лугового на искусственном инфекционном фоне. Действие актиномицета на фитопатоген было связано с продукцией им антифунгально активных метаболитов (антибиотиков, хитинолитических ферментов либо других соединений), предотвращающих заражение и гибель растений. Одновременно с антифунгальным действием актиномицет оказал стимулирующее влияние на корневой рост проростков, смещая эндогенный баланс фитогормонов в сторону ауксинов. Была показана способность этого штамма к синтезу веществ индольного ряда в чистой культуре. При этом важно, что антифунгальные метаболиты и регулятор роста актиномицет образовывал непосредственно в ризосфере растений, поскольку инокулят представлял собой споровую суспензию и не содержал каких-либо биологически активных веществ [23].

Прямые эффекты актиномицетов на рост растений наиболее часто связаны с продукцией фитогормонов – ауксинов, гиббереллинов и цитокининов. В литературе сообщается о находках активных продуцентов ауксинов среди эндофитных актиномицетов как дикорастущих растений, так и сельскохозяйственных культур [24; 25]. Показана способность эндофитных актиномицетов и коринеформных бактерий, изолированных из корневых тканей озимой ржи, к образованию ауксинов в жидкой среде. Изоляты корине-

формных бактерий продуцировали в среду индолил-3-уксусную кислоту (ИУК). Выявлена зависимость образования ИУК актинобактериями от состава и кислотности питательной среды, концентрации в ней триптофана, условий аэрации. Обработка семян озимой ржи ауксинпродуцирующими актинобактериями способствовала повышению всхожести и более интенсивному росту проростков *in vitro* [26].

Эндофитные актинобактерии повышают способность растений выдерживать экологические стрессы. Так, выделенные из сельскохозяйственных растений засушливых районов Индии (Раджастан) штаммы *S. coelicolor* DE07, *S. olivaceus* DE10 и *S. geysiriensis* DE27, способные к биосинтезу ИУК, при инокуляции пшеницы не только стимулировали рост проростков, но и способствовали их адаптации к пониженному водному потенциалу. В результате инокуляции семян и почвы культурой *Streptomyces sp.* – изолята из ризосферы пшеницы, выращенной на засоленной почве в западном регионе Саудовской Аравии, – существенно улучшались морфометрические и биохимические показатели растений, выращенных в условиях модельного засоления. Рекомендуются в связи с этим к использованию в качестве биоудобрения на засоленных почвах штамм также характеризовался способностью продуцировать в среде ИУК в присутствии L-триптофана [27].

К числу положительных эффектов, обусловленных присутствием в том или ином микробно-растительном симбиозе третьего – стрептомицетного – компонента, относят стимуляцию образования клубеньков бобовыми и актиноризными растениями, повышение активности азотфиксации в клубеньках, стимуляцию мицелиального роста и прорастания спор грибов-микоризообразователей, увеличение активности кислой и щелочной фосфатаз в корнях и усвоение фосфора. Продуцируемые актиномицетами вторичные метаболиты способствуют экологической адаптации как самих мицелиальных прокариот, так и связанных с ними растений. Развитие этих представлений будет играть важную роль для практического использования актиномицетов как в экологически безопасных технологиях аграрного производства, так и технологиях биоремедиации загрязненных почв [28].

Многие обитающие в ризосфере растений актиномицеты проявляют в лабораторных условиях свойства, типичные для PGPR (Plant Growth Promoting Rhizobacteria) бактерий, то есть способны фиксировать атмосферный азот, минерализовать труднодоступные растениям соединения фосфора, продуцировать сидерофоры, увеличивая тем самым потребление растением дефицитного в условиях нейтрально-щелочной реакции среды железа. В то же время актиномицеты, выделяемые из техногенно загрязненных почв, в частности тяжелыми металлами, способны развить специальные стратегии, позволяющие им успешно справляться с «металлическим прессингом». Системы устойчивости к ионам металлов появились у актинобактерий задолго до техногенного загрязнения окружающей среды, поскольку известны случаи выделения штаммов, устойчивых к ионам тяжелых металлов из незагрязненных природных источников. Такие случаи объясняются индукцией металлами «спящих» генов устойчивости. У актиномицетов одной из распространенных стратегий защиты является адсорбция металлов компонентами клеточной стенки. В основе экологических различий в устойчивости этой группы бактерий лежит огромное структурное разнообразие тейхоевых кислот и гликополимеров клеточных стенок актиномицетов. Выделенные из сильно загрязненных локусов устойчивые к свинцу и цинку штаммы стрептомицетов пригодны для использования в проектах по биоремедиации почв, в результате чего оптимизируются условия и для жизнедеятельности растений [29].

Интенсивнее наращивают биомассу и в большей степени снижают начальную концентрацию металлов в жидкой среде стрептомицеты из не загрязненных городских почв, чем культуры из загрязненных. Это свидетельствует о большом адаптационном потенциале стрептомицетов и возможности их использования в современных биоремедиационных технологиях. Выявленные особенности почвенных стрептомицетов представляют интерес также в связи с созданием биосенсорных систем для обнаружения металлов [30].

Использование растительно-ризомикробных комплексов в биоремедиации почв. Процессы колонизации корневой поверхности бактериями не отличаются высокой избирательностью, и многие почвенные микроорганизмы могут заселять корни самых разных растений, что создает условия для «селекции» потенциально полезных штаммов. Фундаментальной стратегией микробно-растительного взаимодействия является подавление активности (биологический контроль) естественных врагов растений. Эта стратегия осуществляется следующим образом: микроорганизмы синтезируют вторичные метаболиты, ингибирующие развитие антагонистов; растение, в свою очередь, снабжает защитных симбионтов питательными веществами и предоставляет им специальные экологические ниши, а иногда и направленно регулирует их биоконтрольные функции. В настоящее время доказано, что помимо биоконтроля фитопатогенов ризобактерии способны осуществлять освобождение почв от загрязнителей и ксенобиотиков в процессе микробной биоремедиации [31].

Фиторемедиация – применение растений для очистки загрязненных экосистем. Более десяти фиторемедиационных систем, в которых используют способность растений адсорбировать загрязнители, стали главной составляющей «очистительных» программ по всему миру. Обнаружено около 400 природных растений, способных адсорбировать различные вещества (тяжелые металлы, мышьяк и фтор).

Бактеризация семян растений микроорганизмами-деструкторами углеводов способствует преодолению поллютантного стресса, увеличивая прирост надземной и подземной биомассы, оказывает влияние на фотосинтетический аппарат, морфологию корней и корневую экссудацию. Изменение корневой экссудации происходит под влиянием метаболической активности микроорганизма-инокулянта, которая, в свою очередь, зависит от присутствия в среде поллютанта [32].

Было проведено сравнение прорастания семян люцерны и овсяницы на почве, постоянно загрязненной дизельным топливом. Показано, что овсяница проявляет более высокую жизнеспособность, чем люцерна, является относительно толерантной к дизельному топливу, и поэтому семена этого растения могут быть использованы для фитовосстановления дизельнозагрязненных почв [2; 33].

Такие растения, как крестовник и лисохвост, благодаря активности почвенных микроорганизмов способны в условиях тундры заселять почву с загрязнением нефтью, создавая при этом очищенные зоны вблизи корней. Как показывает микробиологический анализ, в ризосфере этих растений численность бактерий и грибов на три-четыре порядка выше, чем в загрязненной почве без растений. Делается вывод, что крестовник и лисохвост ускоряют самоочищение загрязненных нефтепродуктами почв и могут быть рекомендованы для их фиторемедиации [34].

Интересны опыты по использованию декоративных культур как фитомелиорантов в городской среде. Показано, что бархатцы, бегонии, амарант и четыре вида газонных злаков (райграс пастбищный, овсяница красная, костер безостый, мятлик луговой) способны аккумулировать свинец и кадмий в своих органах. В конце вегетационного периода растения удаляют с клумб и цветников вместе с корневой системой для дальнейшей утилизации [35].

Ризосферные микробы-комменсалы играют огромную роль в жизни растений. Давно установлена их положительная роль в обеспечении минерального питания растений, выявлена ростстимулирующая, азотфиксирующая, антагонистическая активность. Многие ассоциированные с растениями микроорганизмы используют молекулы аутоиндукторы, в том числе N-ацил-гомосеринлактоны, для регуляции различного поведения в зависимости от плотности популяции (чувства кворума). Локальные условия в микроскопическом масштабе могут влиять на длительность жизни сигнальных молекул, их стабильность и накопление, что может давать дополнительную информацию к плотности клеток. В процессе формирования растительно-микробных симбиозов задействованы многие механизмы. Так, например, для формирования цианобактериально-растительного симбиоза существует необходимость транспортера сахаров *N. Punctiforme* [36].

Одним из факторов, снижающих эффективность детоксикации поллютантов микроорганизмами, является их относительно низкая численность в почве без дополнительных источников органического вещества, которое для гетеротрофных микробов необходимо как источник питания и энергии. В то же время в ризосфере, где в результате экзосмоса постоянно депонируются легкодоступные органические вещества в виде сахаров, органических кислот, аминокислот (у бобовых), численность микроорганизмов может быть на 1–2 порядка выше. В силу взаимовыгодного сосуществования растительно-микробные ассоциации и симбиозы имеют большие преимущества при выживании в неблагоприятных условиях, которые обусловлены не только повышением толерантности к ксенобиотикам, но и активным удалением токсиантов из сферы обитания. Фитопротекторный эффект реализуется последовательностью событий: бактерии синтезируют фитогормоны (ИУК, этилен), за счет чего усиливается экскреторная активность корней и увеличивается число бактерий, связывающих токсичные ионы в ризосфере [37].

Специфический видовой состав микромицетов формируется в ризосфере растений в процессе фиторемедиации нефтезагрязненных почв. Нефтяное загрязнение меняет встречаемость отдельных видов грибов. Показано, что в процессе фиторемедиации таких почв с помощью люцерны видовой состав микроскопических грибов формируется под одновременным воздействием поллютанта и корневой системы растений, и в этом комплексе доминирующую роль играют представители р.р. *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium* [38].

В серии опытов было показано, что микробиологическая обработка семян снижает поступление тяжелых металлов в органы растений. Так, при инокуляции семян ячменя ассоциативными ризобактериями *Azospirillum lipoferum*, *Arthrobacter mysores*, *Agrobacterium radiobacter*, *Flavobacterium sp.* происходила активная колонизация корней в присутствии токсичных для растений концентраций свинца и кадмия в почве. Бактеризация семян положительно влияла на рост и улучшала потребление питательных элементов растениями из обогащенной тяжелыми металлами почвы в условиях вегетационного и полевого опытов. Плазмидосодержащие штаммы бактерий р. *Pseudomonas*, разлагающие полициклические ароматические углеводороды, при инокуляции семян ячменя эффективно защищают растения от фитотоксического действия углеводородов нефти [39].

Для фиторемедиации почв, загрязненных мышьяком, использовали сахарное сорго, семена которого инокулировали природными и генетически модифицированными штаммами ризосферных бактерий *Ps. aureofaciens*. Генетически модифицированные штаммы бактерий включали конструкции, несущие оперон устойчивости к мышьяку и содержали ген цитрат-синтазы, продукты которой способствуют

повышению растворимости фосфатов и арсенатов в почве, переводя их тем самым в доступную для растений форму. Растения сорго, выращенные из семян, инокулированных рекомбинантными штаммами, лучше выживали в почве, содержащей мышьяк, по сравнению с контрольными экземплярами [40].

Заключение

В условиях антропогенного воздействия на биосферу одной из важнейших задач является изучение путей поступления и иммобилизации загрязняющих компонентов. Техногенное загрязнение компонентов биосферы приводит к тому, что именно почвенная биота выполняет важную экологическую функцию – детоксикацию различных соединений, в том числе тяжелых металлов, пестицидов, присутствующих в почве и влияющих на состояние окружающей среды. Следовательно, микроорганизмы входят в основной генофонд, который противостоит изменениям биосферы.

В процессах деградации токсикантов в окружающей среде активно участвуют различные группы микроорганизмов, которые можно использовать для разработки методов биоремедиации почв. Доказана активная ремедиационная роль как отдельных видов бактерий, водорослей и микромицетов, так и многовидовых ассоциаций. Особенно большой интерес представляют растительно-микробные комплексы в загрязненных почвах, сорбционная, детоксикационная и деструкционная активность которых позволяет в перспективе широко использовать подобные ассоциации в биоремедиационных мероприятиях.

Растительно-микробные системы в биоремедиации универсальны тем, что их можно применять для очистки почв от самых разных загрязнителей, подбирая комбинации компонентов микроорганизмы – растения – загрязненная среда. К числу наиболее перспективных микробов-интродуцентов можно отнести цианобактерии, образующие цианобактериально-ризобийные комплексы.

Экологическая значимость полученных результатов заключается в реализации возможностей освождения почвы от фитопатогенов и различных загрязняющих веществ благодаря биологическим особенностям применяемых микроорганизмов и растительно-микробных комплексов. При этом исключается опасность сдвига экологического равновесия в почвенных ценозах, которая всегда существует при использовании химических мелиорантов и пестицидов.

Библиографические ссылки

1. Кондакова ЛВ. *Альго-цианобактериальная флора и особенности ее развития в антропогенно нарушенных почвах (на примере почв подзоны южной тайги Европейской части России)* [диссертация]. Сыктывкар: [б. и.]; 2012. 356 с.
2. Аппихмина ТЯ, Алапыкина НМ, редакторы. *Биологический мониторинг природно-техногенных систем*. Сыктывкар: [б. и.]; 2011. 388 с.
3. Ножевникова АН. *Биоремедиация загрязненных почв и грунтов. Экология микроорганизмов*. Москва: Издательский центр «Академия»; 2004). с. 196–199.
4. Сковрцова ТА. Биоремедиация почвы ассоциативными углеводородокисляющими микроорганизмами. *Бюллетень ВИУА*. 2002;116:445–447.
5. Giridhar BA, Shea PJ, Oh BT. *Trichoderma* sp. PDRI-7 promotes *Pinus sylvestris* reforestation of lead-contaminated mine tailing sites. *Total environment*. 2014;476–477:561–567.
6. Григорьева ЕН, Смирнова ОН, Смирнов ВФ, Кряжев ДВ. Микромицеты почвы полигона твердых бытовых отходов «Игумново». *Микология и фитопатология*. 2015;49(5):286–292.
7. Домрачева ЛИ, Трефилова ЛВ, Ковина АЛ, Горностаева ЕА, Казакова ДВ, Субботина ЕС. Микробная интродукция и состояние почвенной абсорбционной микрофлоры. *Теоретическая и прикладная экология*. 2015;2:55–59.
8. Шабаев ВП. Поступление свинца в растения из загрязненной тяжелым металлом почвы при инокуляции ростстимулирующими ризосферными бактериями. *Известия РАН. Серия биологическая*. 2014;4:424–432.
9. Градова НБ, Горнова ИБ, Эддауди Р, Салина РН. Использование бактерий рода *Azotobacter* при биоремедиации нефтезагрязненных почв. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2003;39(3):318–321.
10. Iliev I, Petkov G, Lukavsky J. An approach to bioremediation of mineral oil polluted soil. *Genetic and Plant Physiology*. 2015;5(2):162–169.
11. Silabarasan SJ. Abraham Ecofriendly method for bioremediation of chlorpyrifos from agricultural soil by novel fungus *Aspergillus terreus*, *JASI. Water, Air and Soil Pollution*. 2013;224(1):1369/1–1369/11.
12. Круглов ЮВ, Пароменская ЛН. Микробиологические факторы биоремедиации почвы, загрязненной гербицидом прометрином. *Сельскохозяйственная биология. Серия Биология растений*. 2011;3:76–80.
13. Ким АА, Песцов ГВ, Ядгаров ХТ, Джуманиязова ГИ, Зиновьев ПВ, Джураева ГТ, Абдукаримов АА, Гинс ВК. Микроорганизмы – деструкторы полихлорированных бифенилов. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2004;40(1):70–73.
14. Домрачева ЛИ, Кондакова ЛВ, Попов ЛБ, Зыкова ЮИ. Биоремедиационные возможности почвенных цианобактерий. *Теоретическая и прикладная экология*. 2009;1:8–17.
15. Домрачева Л, Трефилова Л, Фокина А. Фузари: биологический контроль, сорбционные возможности. Saarbrücken, Deutschland: Lap Lambert Academic Publishing; 2013. 182 p.
16. Фокина АИ, Домрачева ЛИ, Широких ИГ, Кондакова ЛВ, Огородникова СЮ. Микробная детоксикация тяжелых металлов (обзор). *Теоретическая и прикладная экология*. 2008;1:4–10.

17. Самсонова АС, Алепенкова ЗМ, Семочкина НФ. Микробный препарат «Родобел» для очистки почвы от нефти. В: *Биотехнология – состояние и перспективы развития. Материалы II Международного конгресса*. Москва: ЗАО «ПБК «Максима», РХТУ им. Д. И. Менделеева; 2003. Часть. 2. с. 40–41.
18. Сопрунова ОБ, Утепешева АА. Новые штаммы бактерий-деструкторов ПАВ. В: *Современные проблемы физиологии, экологии и биотехнологии микроорганизмов. Материалы Всероссийского симпозиума с международным участием*. Москва: МАКС Пресс; 2014. с. 219.
19. Бухарин ОВ, Лобакова ЕС, Немцева НВ, Черкасов С.В. *Ассоциативный симбиоз*. Екатеринбург: УрО РАН; 2007. 264 с.
20. Srividya, S. A. Thapa, D.V. Bhat, K. Golmei, N. Dey *Streptomyces* sp. as effective biocontrol against chilli soilborne fungal phytopathogens. *European Journal of Experimental Biology*. 2012;2(1):163–173.
21. Мерзаева ОВ, Широких ИГ. Колонизация актиномицетами различных родов прикорневой зоны растений. *Микробиология*. 2006;75(2):271–276.
22. Shanmuganathan K, Yasin J, Jayaprakasam M. Antibiotics in agriculture. *Agriculture Today*. 2001;6:40–41.
23. Sysuev VA, Shirokikh IG, Merzaeva OV. Biological efficiency of *Streptomyces hygroscopicus* A-4 against phytopathogenic fungus *Fusarium avenaceum* 7/2 in the rhizosphere. *Journal of Fungal Research*. 2008;6(2):83–87.
24. Nimnoi P, Pongsilp N, Lumyong S. Endophytic actinomycetes isolated from *Aquilaria crassna* Pierre ex Lec and screening of plant growth promoters production. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2010;26:193–203.
25. Zinniel DK, Lambrecht P, Harris NB, Feng Z, Kuczmarski D, Higley P, Ishimaru CA, Arunakumari A, Barletta RG, Vidaver AK. Isolation and characterization of endophytic colonizing bacteria from agronomic crops and prairie plants. *Applied and environmental microbiology*. 2002;68:2198–2208.
26. Мерзаева ОВ, Широких ИГ. Образование ауксинов эндифитными актинобактериями озимой ржи. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2010;45(1):51–57.
27. Aly MM, El-Sayed H, El-Sayed A, Jastaniah SD. Synergistic Effect between *Azotobacter vinelandii* and *Streptomyces* sp. Isolated From Saline Soil on 246 Seed Germination and Growth of Wheat Plant. *Journal of American Science*. 2012;8(5):667–676.
28. Tokala RK, Strap JL, Jung CM, Crawford DL, Salove MH, Deobald LA, Bailey JF, Morra MJ. Novel plant-microbe rhizosphere interaction involving *Streptomyces lydicus* WYEC108 and the pea plant (*Pisum sativum*). *Applied and environmental microbiology*. 2002;68:2161–2171.
29. Haferburg G, Groth I, Möllmann U, Kothe E, Sattler I. Arousing sleeping genes: shifts in secondary metabolism of metal tolerant actinobacteria under conditions of heavy metal stress. *Biomaterials*. 2009;22:225–234.
30. Соловьёва ЕС, Широких ИГ. Особенности роста изолятов стрептомицетов в присутствии тяжелых металлов. Факторы устойчивости растений и микроорганизмов в экстремальных природных условиях и техногенной среде. В: *Материалы Всероссийской научной конференции с международным участием и школы молодых ученых*. Иркутск: Издательство Института географии им. В. Б. Сочавы СО РАН; 2016. с. 226–227.
31. Тихонович ИА, Проворов НА. *Симбиозы растений и микроорганизмов: молекулярная генетика агросистем будущего*. Санкт-Петербург: Издательство Санкт-Петербургского университета; 2009. 210 с.
32. Муратова АЮ, Бондаренко АД, Панченко ЛВ, Турковская ОВ. Использование комплексной фиторемедиации для очистки почвы, загрязненной нефтепродуктом. *Биотехнология*. 2010;1:77–84.
33. Al-Ghazawi Z, Saadoun I, Al-Shak ah A. Selection of bacteria and plant seeds for potential use in the remediation of diesel contaminated soils. *Journal of Basic Microbiology*. 2005;45(4):251–256.
34. Хабибуллина ФМ. Почвенная микобиота естественных и антропогенно нарушенных экосистем северо-востока Европейской части России [диссертация]. Сыктывкар: [б. и.]; 2009. 40 с.
35. Гальченко СВ, Мажайский ЮА. *Фитомелиорация как способ детоксикации загрязненных тяжелыми металлами городов. Мелиорация и окружающая среда*. Москва: Всероссийский НИИ гидротехники и мелиорации; 2004. Том 2. с. 3–6.
36. Ekman S, Campbell EL, Meeks JC, Flores EA. *Nostoc punctiforme* sugar transporter necessary to establish a cyanobacterium-plant symbiosis. *Plant Physiology*. 2013;161(4):1984–1992.
37. Турковская ОВ, Муратова АЮ. *Биодеградация органических поллютантов в корневой зоне растений. Молекулярные основы взаимоотношений ассоциативных микроорганизмов с растениями*. Москва: Наука; 2005. с. 180–208.
38. Абдрахманова ЛР, Григориади АС, Бакаева МД, Киреева НА. Сообщество микроскопических грибов в экотоксикологической оценке фиторемедиации нефтезагрязненных почв. Окружающая среда и менеджмент природных ресурсов. В: *Тезисы докладов 2 Международной конференции*. Тюмень: [б. и.]; 2011. с. 143–145.
39. Степанок ВВ, Юдкин ЛЮ, Рабинович РМ. Влияние бактериализации семян ассоциативными diaзотрофами на поступление свинца и кадмия в растения ячменя. *Агрохимия*. 2003;5:69–80.
40. Сизова ОИ, Любунь ЕВ, Кочетков ВВ, Валидов ПЗ, Боронин АМ. Влияние природных и генетически модифицированных ризосферных бактерий *Pseudomonas aureofaciens* на накопление мышьяка растениями. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2004;40(1):78–82.

References

1. Kondakova LV. *Algo-cyanobacterial 'naja flora i osobennosti ee razvitiya v antropogemno narushennykh pochvakh (na primere pochvy podzony juzhnoj tajgi Evropejskoj chasti Rossii)* [Algo-cyanobacterial flora and features of its development in anthropogenically disturbed soils (on the example of soils of the southern taiga subzone of the European part of Russia)] [PhD dissertation]. Syktyvkar: [publisher unknown]; 2012. 356 p. Russian.
2. Ashikhmina TYa, Alalykina NM. *Biologicheskij monitoring prirodno-tehnogennykh system* [Biological monitoring of natural and man-made systems]. Syktyvkar: [publisher unknown]; 2011. 388 p. Russian.
3. Nozhevnikova AN. *Bioremediacija zagryaznennykh pochv i gruntov. Ekologiya mikroorganizmov* [Bioremediation of contaminated soils and soils. Ecology of microorganisms]. Moscow: Publishing center «Academy»; 2004. p. 196–199. Russian.
4. Skvortsova TA. *Bioremediacija pochvy associativnymi uglevodородокисляющими mikroorganizmami* [Bioremediation of soil by associative hydrocarbon-oxidizing microorganisms]. *Byulleten VTUA*. 2002;116:445–447. Russian.
5. Giridhar BA, Shea PJ, Oh BT. *Trichoderma* sp. PDRI-7 promotes *Pinus sylvestris* reforestation of lead-contaminated mine tailing sites. *Total Environment*. 2014;476–477:561–567.

6. Grigorieva EN, Smirnova ON, Smirnov VF, Kryazhev DV. *Mikromicety pochvy poligona tverdyh bytovykh othodov «Igumnovo»* [Micromycetes of the soil of the Igumnovo solid waste landfill]. *Mikology and phytopathology*. 2015;49(5):286–292. Russian.
7. Domracheva LI, Trefilova LV, Kovina AL, Gornostaeva EA, Kazakova DV, Subbotina ES. *Mikrobnaja introdukcija i sostojanie pochvennoj aborigennoj mikroflory* [Microbial introduction and state of soil native microflora]. *Theoretical and applied ecology*. 2015;2:55–59. Russian.
8. Shabaev VP. *Postuplenie svinca v rastenija iz zagrjaznennoj tjazhelym metallom pochvy pri inokuljacii roststimulirujushimi rizosfernymi bakterijami* [The entry of lead into plants from soil contaminated with heavy metal during inoculation with growth-stimulating rhizospheric bacteria]. *Izvestiya RAS. The series is biological*. 2014;4:424–432. Russian.
9. Gradova NB, Gornova IB, Eddaudi R, Salina RN. *Ispol'zovanie bakterij roda Azotobacter pri bioremediacii neftezagraznennykh pochv* [The use of bacteria of the genus *Azotobacter* in bioremediation of oil-contaminated soils]. *Applied biochemistry and microbiology*. 2003;39(3):318–321. Russian.
10. Iliev I, Petkov G, Lukavsky J. An approach to bioremediation of mineral oil polluted soil. *Genetic and Plant Physiology*. 2015;5(2):162–169.
11. Silabarasana SJ. Abraham Ecofriendly method for bioremediation of chlorpyrifos from agricultural soil by novel fungus *Aspergillus terreus*, *JASI. Water, Air and Soil Pollution*. 2013;224(1):1369/1–1369/11.
12. Kruglov YuV, Paromenskaya LN. *Mikrobiologicheskie faktory bioremediacii pochvy, zagrjaznennoj gerbicom prometrimom*. [Microbiological factors of bioremediation soil contaminated with the herbicide promethrin]. *Agricultural Biology. Ser. Plant Biology*. 2011;3:76–80. Russian.
13. Kim AA, Pestsov GV, Yadgarov HT, Dzhumanizayova GI, Zinoviev PV, Juraeva GT, Abduraimov AA, Gins VK. *Mikroorganizmy – destruktory polihlorirovannykh bifenilov* [Microorganisms – destructors of polychlorinated biphenyls]. *Prikladnaja biochemistry and microbiology*. 2004;40(1):70–73. Russian.
14. Domracheva LI, Kondakova LV, Popov LB, Zyкова YuI. *Bioremedicacionnye vozmozhnosti pochvennykh cianobakterij* [Bioremediation capabilities of soil cyanobacteria]. *Theoretical and applied ecology*. 2009;1:8–17. Russian.
15. Domracheva L, Trefilova L, Fokina A. *Fuzarii: biologicheskij kontrol', sorbcionnye vozmozhnosti* [Fusarii: biological control, sorption]. Saarbrücken, Deutschland: Lap Lambert Academic Publishing; 2013. 182 p. Russian.
16. Fokina AI, Domracheva LI, Shirokikh IG, Kondakova LV, Ogorodnikova SYu. *Mikrobnaja detoksikacija tjazhelykh metallov (obzor)* [Microbial detoxification of heavy metals (review)]. *Theoretical and Applied Ecology*. 2008;1:4–10. Russian.
17. Samsonova A, Aleshenkova ZM, Semochkina NF. *Mikrobnij preparat «Rodobel» dlja ochistki pochvy ot nefti* [Microbial preparation «Rodobel» for soil purification from oil]. In: *Biotechnology – state and prospects of development. Materials of the II International Congress*. Moscow: CJSC «PEAK “Maxima”, D. I. Mendeleev Russian Technical University; 2003. Part 2. p. 40–41. Russian.
18. Soprunova OB, Utepeshova AA. *Novye shtammy bakterij-destruktorov PAV* [New strains of bacteria-destructors of surfactants]. In: *Modern problems of physiology, ecology and biotechnology of microorganisms. Materialy Vserossijskogo simpoziuma s mezhdunarodnym uchastiem*. Moscow: MAKSS Press; 2014. p. 219. Russian.
19. Bukharin OV, Lobakova ES, Nemtseva NV, Cherkasov SV. *Associativnyj simbioz* [Associative symbiosis]. Yekaterinburg: Ural Branch of the Russian Academy of Sciences; 2007. 264 p. Russian.
20. Srividya, S. A. Thapa, D.V. Bhat, K. Golmei, N. Dey *Streptomyces* sp. as effective biocontrol against chilli soilborne fungal phytopathogens. *European Journal of Experimental Biology*. 2012;2(1):163–173.
21. Merzaeva OV, Shirokikh IG. *Kolonizacija aktinomycetami razlichnykh rodov prikornevoj zony rastenij* [Colonization by actinomycetes of various genera of the root zone of plants]. *Microbiology*. 2006;75(2):271–276. Russian.
22. Shanmuganathan K, Yasin J, Jayaprakasam M. Antibiotics in agriculture. *Agriculture Today*. 2001;6:40–41.
23. Sysuev VA, Shirokikh IG, Merzaeva OV. Biological efficiency of *Streptomyces hygroscopicus* A-4 against phytopathogenic fungus *Fusarium avenaceum* 7/2 in the rhizosphere. *Journal of Fungal Research*. 2008;6(2):83–87.
24. Nimnoi P, Pongsilp N, Lumyong S. Endophytic actinomycetes isolated from *Aquilaria crassna* Pierre ex Lec and screening of plant growth promoters production *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2010;26:193–203.
25. Zinniel DK, Lambrecht P, Harris NB, Feng Z, Kuczmarski D, Higley P, Ishimaru CA, Arunakumari A, Barletta RG, Vidaver AK. Isolation and characterization of endophytic colonizing bacteria from agronomic crops and prairie plants. *Applied and environmental microbiology*. 2002;68:2198–2208.
26. Merzaeva OV, Shirokikh IG. *Obrazovanie auksinov jendofitnymi aktinobakterijami ozimoi rzhii* [Formation of auxins by endophytic actinobacteria of winter rye]. *Applied biochemistry and microbiology*. 2010;45(1):51–57. Russian.
27. Aly MM, El-Sayed H, El-Sayed A, Jastaniah SD. Synergistic Effect between *Azotobacter vinelandii* and *Streptomyces* sp. Isolated From Saline Soil on 246 Seed Germination and Growth of Wheat Plant. *Journal of American Science*. 2012;8(5):667–676.
28. Tokala RK, Strap JL, Jung CM, Crawford DL, Salove MH, Deobald LA, Bailey JF, Morra MJ. Novel plant-microbe rhizosphere interaction involving *Streptomyces lydicus* WYEC108 and the pea plant (*Pisum sativum*). *Applied and environmental microbiology*. 2002;68:2161–2171.
29. Haferburg G, Groth I, Möllmann U, Kothe E, Sattler I. Arousing sleeping genes: shifts in secondary metabolism of metal tolerant actinobacteria under conditions of heavy metal stress. *Biometals*. 2009;22:225–234.
30. Solovyova ES, Shirokikh IG. *Osobennosti rosta izoljatov streptomicetov v prisutstvii tjazhelykh metallov* [Features of growth of streptomyces isolates in the presence of heavy metals]. In: *Factors of plant and microorganism resistance in extreme natural conditions and technogenic environment. Materials of the All-Russian Scientific Conference with international. with the participation of the school of young scientists*. Irkutsk: Publishing House of the V. B. Sochava Institute of Geography SB RAS; 2016. p. 226–227. Russian.
31. Tikhonovich IA, Provorov NA. *Simbiozy rastenij i mikroorganizmov: molekularnaja genetika agrosistem budushhego* [Symbioses of plants and microorganisms: molecular genetics of agricultural systems of the future]. Saint Petersburg: Publishing House of Saint Petersburg University; 2009. 210 p. Russian.
32. Muratova AYU, Bondarenko AD, Panchenko LV, Turkovskaya OV. *Ispol'zovanie kompleksnoj fitoremediacii dlja ochistki pochvy, zagrjaznennoj nefteshlamom* [The use of complex phytoremediation for cleaning soil contaminated with oil sludge]. *Biotechnology*. 2010;1:77–84. Russian.
33. Al-Ghazawi Z, Saadoun I, Al-Shak ah A. Selection of bacteria and plant seeds for potential use in the remediation of diesel contaminated soils. *Journal of Basic Microbiology*. 2005;45(4):251–256.

34. Khabibullina FM. *Pochvennaja mikrobiota estestvennyh i antropogenno narushennyh jekosistem severo-vostoka Evropejskoj chasti Rossii* [Soil mycobiota of natural and anthropogenic disturbed ecosystems of the North-east of the European part of Russia] [PhD dissertation]. Syktyvkar: [publisher unknown]; 2009. 40 p. Russian.
35. Galchenko SV, Mazhaysky YuA. *Fitomelioracija kak sposob detoksikacii zagryaznennyh tjazhelymi metallami gorodov* [Phytomelioration as a method of detoxification of cities polluted with heavy metals]. Melioration and environment. Moscow: All-Russian Research Institute of Hydraulic Engineering and Melioration; 2004. Volume 2. p. 3–6. Russian.
36. Ekman S, Campbell EL, Meeks JC, Flores EA. *Nostoc punctiforme* sugar transporter necessary to establish a cyanobacterium-plant symbiosis. *Plant Physiology*. 2013;161(4):1984–1992.
37. Turkovskaya OV, Muratova AY. *Biodegradacija organicheskikh polljutantov v kornevoj zone rastenij* [Biodegradation of organic pollutants in the root zone of plants]. Molecular foundations of the relationship of associative microorganisms with plants. Moscow: Nauka; 2005. p. 180–208. Russian.
38. Abdrakhmanova LR, Grigoriadi AS, Bakaeva MD, Kireeva NA. *Soobshhestvo mikroskopicheskikh gribov v jekotoksikologicheskoj ocenke fitoremediacii neftezagryaznennyh pochv* [Community of microscopic fungi in ecotoxicological assessment of phytoremediation of oil-contaminated soils]. In: Environment and management of natural resources: Abstracts of reports of the 2nd International Conference, Tyumen. Tyumen: [publisher unknown]; 2011. p. 143–145. Russian.
39. Stepanok VV, Yudkin LY, Rabinovich RM. *Vlijanie bakterizacii semjan associativnymi diazotrofami na postuplenie svinca i kadmija v rastenija jachmenja* [The effect of bacterization of seeds by associative diazotrophs on the intake of lead and cadmium in barley plants]. *Agrochemistry*. 2003;5:69–80. Russian.
40. Sizova OI, Lyubun EV, Kochetkov VV, Validov SZ, Boronin AM. *Vlijanie prirodnyh i geneticheski modificirovannyh rizosfernyh bakterij Pseudomonas aureofaciens na nakoplenie mysh'jaka rastenijami* [Influence of natural and genetically modified rhizosphere bacteria *Pseudomonas aureofaciens* on arsenic accumulation by plants]. *Biochimia and microbiologia*. 2004;40(1):78–82. Russian.

Статья поступила в редколлегию 29.12.2022.
Received by editorial board 29.12.2022.

РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

УДК 632.118.3

СИСТЕМА РАДИАЦИОННОЙ ЗАЩИТЫ НАСЕЛЕНИЯ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Н. Н. ЦЫБУЛЬКО¹⁾, В. В. ЖУРАВКОВ¹⁾, М. Г. ГЕРМЕНЧУК¹⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

Рассматриваются международные рекомендации и нормы радиационной безопасности, эволюция формирования принципов, критериев и нормативно-методической основы радиационной защиты населения Республики Беларусь после аварии на Чернобыльской АЭС. Приведена схема зонирования территории Беларуси, подвергшейся радиоактивному загрязнению. Изложена методология нормирования содержания радионуклидов в пищевых продуктах, республиканские допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственном сырье для переработки на пищевые цели и кормах для получения конечной продукции. В соответствии с законодательством Беларуси проживание и трудовая деятельность населения на территории радиоактивного загрязнения не требуют каких-либо ограничений, если средняя годовая эффективная доза облучения не превышает 1 мЗв в год над уровнем естественного и техногенного радиационного фона. Допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах изменялись в соответствии с годовыми квотами на внутреннее облучение. На разных этапах развития послеварийной ситуации

Образец цитирования:

Цыбулько НН, Журавков ВВ, Герменчук МГ. Система радиационной защиты населения после аварии на Чернобыльской АЭС. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;4:16–28.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-16-28>

For citation:

Tsybulka MM, Zhuravkov VV, Germenchuk MG. System of radiation protection of the population after the accident at the Chernobyl NPP. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:16–28. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-16-28>

Авторы:

Николай Николаевич Цыбулько – доктор сельскохозяйственных наук, профессор, начальник научно-исследовательского сектора.

Владислав Владимирович Журавков – кандидат биологических наук, доцент, заместитель директора по учебной работе.

Мария Григорьевна Герменчук – кандидат технических наук, доцент, заместитель директора по научной работе.

Authors:

Mikalai M. Tsybulka, doctor of science (agriculture), full professor, head of the research center.

nik.nik1966@tut.by

Vladislav V. Zhuravkov, PhD (biology), docent, deputy director for educational work.

zhuravkov@iseu.by

Mariya G. Germenchuk, PhD (engineering), docent, deputy director for research.

margermen@gmail.com

они периодически пересматривались в сторону ужесточения. Гигиенический норматив регламентирует содержание ^{137}Cs в 14 группах пищевых продуктов, содержание ^{90}Sr – в 10 группах. С целью обеспечения производства продуктов питания в пределах референтных уровней разработаны допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственном сырье и кормах. Вся растениеводческая и животноводческая продукция, произведенная на загрязненных радионуклидами территориях и используемая для продовольственных целей, переработки, реализации на внутреннем и внешнем рынках, должна соответствовать нормативным требованиям.

Ключевые слова: радиационная защита; дозы облучения; допустимые и референтные уровни; пищевые продукты; сельскохозяйственное сырье и корма.

SYSTEM OF RADIATION PROTECTION OF THE POPULATION AFTER THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NPP

M. M. TSYBULKA^a, V. V. ZHURAVKOV^a, M. G. GERMENCHUK^a

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Dauhahrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus
Corresponding author:

The article describes international recommendations and radiation safety standards, the evolution of the formation of principles, criteria and the regulatory and methodological basis for radiation protection of the population of the Republic of Belarus after the accident at the Chernobyl nuclear power plant. A zoning scheme for the territory of Belarus subject to radioactive contamination is presented. The methodology for regulating the content of radionuclides in food products, the republican permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr in agricultural raw materials for processing for food purposes and feed for obtaining final products are outlined. In accordance with the legislation of Belarus, the residence and work of the population in the territory of radioactive contamination do not require any restrictions if the average annual effective radiation dose does not exceed 1 mSv per year above the level of natural and man-made radiation background. The permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr in food products were changed in accordance with the annual quotas for internal exposure and at different stages of the development of the post-accident situation were periodically revised towards tightening. The hygienic standard regulates the content of ^{137}Cs in 14 groups of food products, the content of ^{90}Sr in 10 groups. In order to ensure food production within reference levels, permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr in agricultural raw materials and feed have been developed. All crop and livestock products produced in areas contaminated with radionuclides and used for food purposes, processing, and sales on the domestic and foreign markets must comply with regulatory requirements.

Keywords: radiation protection; radiation doses; permissible and reference levels; food products; agricultural raw materials and feed.

Международные рекомендации и нормы по радиационной защите населения. После аварии на Чернобыльской АЭС обеспечение радиационной защиты населения и производство сельскохозяйственной продукции, отвечающей гигиеническим и ветеринарным требованиям по содержанию радионуклидов, обусловили необходимость масштабного применения защитных мероприятий во всех отраслях сельского хозяйства, а также использования специальных технологий переработки сельскохозяйственного сырья.

Радиационная защита и радиационная безопасность включает систему концепций и критериев, методов и средств, направленных на безопасность человека при использовании источников ионизирующего излучения. Особенность системы радиационной защиты и безопасности состоит в том, что она имеет несколько иерархических уровней.

Верхний уровень – международные научные основы безопасности, которые излагаются в рекомендациях Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ, ICRP). Однако они подвергаются пересмотру каждые 10–15 лет с учетом получения новых знаний о биологическом действии ионизирующего излучения и накопления опыта обеспечения радиационной безопасности. Последние рекомендации опубликованы в 2007 г. (публикация № 103) [1] и разработаны взамен предыдущей публикации 1996 г. № 60 [2].

На следующем уровне находятся международные стандарты, требования и нормы безопасности, которые формирует Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ, IAEA) после выхода очередных рекомендаций МКРЗ.

Во время аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. соответствующие международные нормы радиационной защиты населения и работников содержались в публикации № 26 МКРЗ [3], а конкретные рекомендации по защите населения в случае крупных радиационных аварий в публикации № 40 [4]. Соответствующие Основные нормы безопасности МАГАТЭ, основанные на рекомендациях МКРЗ, были выпущены в 1982 г. [5]. Основные принципы современной радиационной защиты – обоснование, оптимизация и ограничение доз. Четкое различие между защитой в нормальных условиях и в условиях вмешательства также содержались в этих документах. В то время годовой предел доз профессионального облучения равнялся 50 мЗв, а для облучения населения – 5 мЗв. Последнее значение рассматривалось в качестве безопасного уровня облучения людей.

Специальные пределы в отношении радиационной защиты населения в случае ядерных или радиационных аварийных ситуаций конкретно не были установлены в этих документах, а рекомендовалось:

- практически всеми средствами снижать аварийное облучение людей до уровней ниже доз, которые могут привести к детерминированным эффектам для здоровья (острый лучевой синдром, радиационное повреждение соответствующих органов или тканей);

- осуществлять вмешательство (применять и отменять контрмеры, направленные на снижение стохастических эффектов для здоровья) на основе оптимизации, принимающей во внимание как снижение коллективной дозы в результате применения контрмер, так и соответствующие экономические и социальные затраты на вмешательство.

В руководстве МКРЗ [4] рекомендованы общие двухуровневые критерии для случаев вмешательства на ранней стадии аварии: укрытие при дозе 5–50 мЗв на все тело или 50–500 мЗв на отдельные органы; йодная профилактика, направленная на защиту щитовидной железы от поступления радионуклидов при дозах 50–500 мЗв на щитовидную железу; эвакуация при дозах 50–500 мЗв на все тело или 500–5000 мЗв на отдельные органы. В отношении промежуточной стадии аварии рекомендовались общие критерии 5–50 мЗв на все тело или 50–500 мЗв на отдельные органы для контроля загрязнения пищевых продуктов радионуклидами и 50–500 мЗв на все тело для переселения.

Новые международные основные нормы радиационной защиты населения и работников разработаны МКРЗ в 1990 г. после того, как данные исследований показали, что коэффициенты радиационного риска возникновения стохастических эффектов для здоровья человека значительны выше, чем считалось ранее. Годовые пределы облучения были значительно (в 2,5–5 раз) снижены и установлены равными 20 мЗв для работников и 1 мЗв – для населения [6].

Специальные пределы радиационной защиты в случае ядерных или радиационных аварийных ситуаций в этих документах не были установлены. Позднее разрабатывались соответствующие конкретные рекомендации в отношении вмешательства для защиты населения в случае радиационной аварийной ситуации [7]. В этом руководстве концепция оптимизации была подтверждена в качестве основной, применяющейся в случае аварийной ситуации, и в дальнейшем она была доработана в отношении дозы, предотвращенной благодаря вмешательству.

Формирование национальной системы радиационной защиты населения. К моменту аварии в Советском Союзе действовали нормы радиационной безопасности (НРБ-76), разработанные Национальной комиссией по радиационной защите (НКРЗ) при Министерстве здравоохранения СССР. Основные положения, заложенные в НРБ-76, соответствовали на тот момент рекомендациям МКРЗ. В НРБ-76 устанавливались предельно допустимая доза облучения для профессионалов и предел дозы для ограниченной части населения за календарный год, которые не вызывали неблагоприятных изменений в состоянии здоровья при равномерном облучении в течение 50 лет профессиональной деятельности и 70 лет жизни соответственно, обнаруживаемых современными методами [8].

На ранних стадиях после чернобыльской катастрофы наибольшей радиологической значимостью обладали короткоживущие радионуклиды. Основным источником облучения являлся ^{131}I с периодом полураспада ($T_{1/2}$) 8,04 суток, который по истечении 80 дней практически полностью распался. На рис. 1 показана динамика загрязнения почвы Гомельской обл. ^{131}I с 26.04.1986 по 05.05.1986 г.

Полученные на ранних этапах данные о динамике мощности дозы гамма-излучения на местности и составе радиоактивного загрязнения территории свидетельствовали о доминирующей роли изотопов цезия (^{134}Cs , ^{137}Cs). Прогноз динамики уровней внешнего гамма-излучения и поступления радионуклидов цезия в организм с продуктами питания показал, что накопленная доза за 50–70 лет в 2–3 раза превысит дозу за первый год [9]. С учетом данного фактора и распространения радиоактивного загрязнения на обширные территории с большим количеством жителей были введены критерии для ограничения облучения ликвидаторов и принятия решений по защите населения. В мае 1986 г. в качестве предела дозы облучения всего тела за первый год после аварии было регламентировано 100 мЗв (10 бэр в единицах, которые использовались в то время), с квотами по 50 мЗв на внешнее и внутреннее облучение.

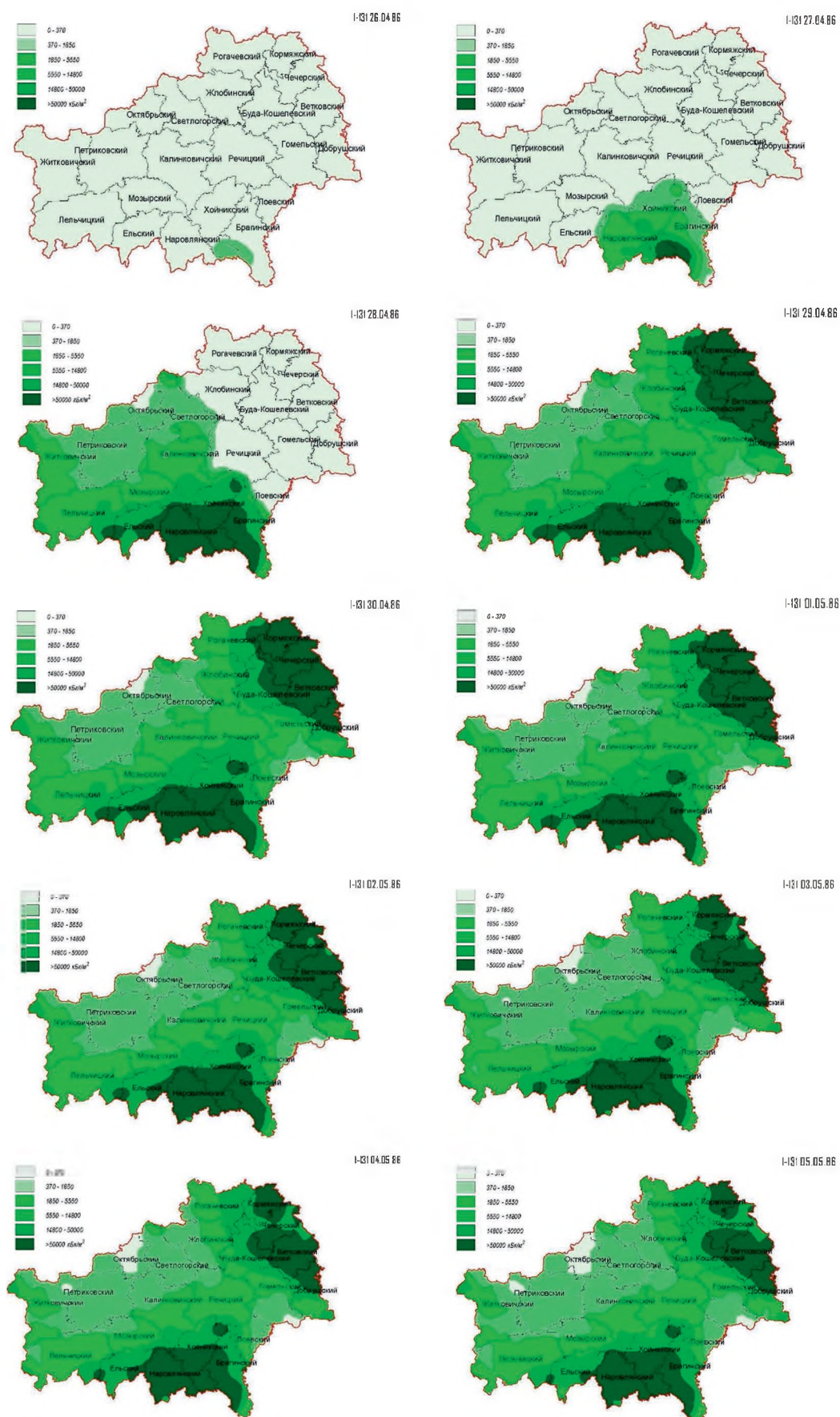


Рис. 1. Динамика загрязнения почвы Гомельской обл. ^{131}I с 26.04.1986 по 05.05.1986

Fig. 1. Dynamics of soil pollution in the Gomel region ^{131}I from 26.04.1986 to 05.05.1986

В результате естественных процессов и проведения защитных мер в течение первого года и в дальнейшем происходило снижение уровней радиоактивного загрязнения, внешнего излучения и поступления радионуклидов в организм жителей загрязненных территорий. Поэтому по мере улучшения радиационной обстановки пределы годовой дозы облучения снижались до 30 мЗв на второй год после аварии и по 25 мЗв в 1988–1989 гг. (табл. 1). Итак, до 1990 г. допустимой дозой для населения в результате радиоактивного выброса при аварии на Чернобыльской АЭС считалась доза, не превышающая 173 мЗв [10].

Таблица 1

Изменение предельных значений доз облучения населения и ликвидаторов в первый послеаварийный период, мЗв в год

Table 1

Changes in the limit values of radiation doses to the population and liquidators in the first post-accident period, mSv per year

Норматив	Годы			
	1986	1987	1988	1989
Предельные дозы облучения ликвидаторов	250	100	100	100
Предельные дозы облучения населения	100	30	25	25

На основании этих уровней вмешательства осуществлялась система превентивных мер – переселение жителей, ограничение на производство и реализацию сельскохозяйственной продукции, потребление продуктов питания. Так, с целью радиационной защиты населения на первом этапе (1986 г.) из белорусской зоны отчуждения (Брагинского, Хойникского, Наровлянского районов) было эвакуировано 24,7 тыс. жителей из 107 наиболее загрязненных населенных пунктов [11].

В 1988–1989 гг. НКРЗ разработана Концепция безопасного проживания на загрязненных территориях в отдаленный период. Предлагалось установить допустимый предел облучения за жизнь эффективную эквивалентную дозу 350 мЗв (35 бэр), включая дозу облучения, полученную населением до 1990 г. Если в соответствии с прогнозом ожидалось дозы ниже предельной, то предлагалось снять ограничения на проживание населения, а где этот уровень был выше – рекомендовалось отселение людей [12].

Предел дозы за жизнь (350 мЗв) – весьма консервативная величина, рассчитанная с большим запасом исходя из требований разумной осторожности и «перестраховки» вследствие наличия целого ряда неопределенностей как научного, так и организационного характера. Консервативный подход предполагал, как минимум, двукратный запас по ожидаемой дозе за 70 лет, то есть средняя прогнозируемая ожидаемая индивидуальная доза облучения людей составляла бы порядка 100–170 мЗв за жизнь. Данная концепция вызвала многочисленные дискуссии и не была поддержана. Основным предметом критики являлся уровень вмешательства 350 мЗв, который расценивался как неприемлемо высокий [10].

В 1990 г. МКРЗ приняла в качестве предела средней годовой эффективной дозы (СГЭД) для населения величину 1 мЗв в регулируемых ситуациях (практической деятельности). На основании этого была выдвинута новая Концепция безопасного проживания населения в районах, пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС, устанавливающая сверхфоновую годовую эквивалентную дозу облучения 1 мЗв в год (70 мЗв или 7 бэр за жизнь), которая в дальнейшем положена в основу национальных нормативных правовых документов в области преодоления последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС.

Согласно законодательству Беларуси, проживание и трудовая деятельность населения на территории радиоактивного загрязнения не требуют каких-либо ограничений, если СГЭД не превышает 1 мЗв в год над уровнем естественного и техногенного радиационного фона. При превышении СГЭД 1 мЗв в год проводятся защитные мероприятия, при снижении ее до значений в интервале от 1,0 до 0,1 мЗв в год защитные мероприятия не отменяются, а при значениях менее 0,1 мЗв в год не проводятся.

К территории радиоактивного загрязнения относится часть территории с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs либо ^{90}Sr или $^{238-240}\text{Pu}$ соответственно, 37, 5,55, 0,37 кБк/м² (1,0, 0,15, 0,01 Ки/км²) и более, а также иные территории, на которых СГЭД может превысить (над уровнем естественного и техногенного фона) 1 мЗв в год [13]. На основе данных критериев проведено зонирование территории радиоактивного загрязнения. В зависимости от плотности загрязнения почв радионуклидами и (или) СГЭД выделяются следующие зоны радиоактивного загрязнения:

– зона эвакуации (отчуждения) – территория вокруг Чернобыльской АЭС, с которой в 1986 г. было эвакуировано население (30-километровая зона и территория, с которой проведено дополнительное отселение населения в связи с плотностью загрязнения почв ^{90}Sr более 111 кБк/м² (3 Ки/км²) и $^{238-240}\text{Pu}$ более 3,7 кБк/м² (0,1 Ки/км²));

- зона первоочередного отселения – территория с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs от 1480 кБк/м² (40 Ки/км²) либо ^{90}Sr или $^{238-240}\text{Pu}$ соответственно, 111, 3,7 кБк/м² (3, 0,1 Ки/км²) и более;
- зона последующего отселения – территория с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs от 555 до 1480 кБк/м² (от 15 до 40 Ки/км²), либо ^{90}Sr от 74 до 111 кБк/м² (от 2 до 3 Ки/км²), или $^{238-240}\text{Pu}$ от 1,85 до 3,7 кБк/м² (от 0,05 до 0,1 Ки/км²), на которой СГЭД может превысить (над уровнем естественного и техногенного фона) 5 мЗв, и другие территории с меньшей плотностью загрязнения указанными радионуклидами, на которых СГЭД может превысить 5 мЗв;
- зона с правом на отселение – территория с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs от 185 до 555 кБк/м² (от 5 до 15 Ки/км²), либо ^{90}Sr от 18,5 до 74 кБк/м² (от 0,5 до 2 Ки/км²), или $^{238-240}\text{Pu}$ от 0,74 до 1,85 кБк/м² (от 0,02 до 0,05 Ки/км²), на которой СГЭД может превысить (над уровнем естественного и техногенного фона) 1 мЗв, и другие территории с меньшей плотностью загрязнения указанными радионуклидами, на которых СГЭД может превысить 1 мЗв;
- зона проживания с периодическим радиационным контролем – территория с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs от 37 до 185 кБк/м² (от 1 до 5 Ки/км²), либо ^{90}Sr от 5,55 до 18,5 кБк/м² (от 0,15 до 0,5 Ки/км²), или $^{238-240}\text{Pu}$ от 0,37 до 0,74 кБк/м² (от 0,01 до 0,02 Ки/км²), на которой СГЭД населения не должна превышать (над уровнем естественного и техногенного фона) 1 мЗв.

Нормирование содержания радионуклидов в пищевых продуктах. Гигиеническая регламентация содержания радионуклидов в пищевых продуктах, питьевой воде, сельскохозяйственном сырье – одна из основных краткосрочных и долгосрочных мер по радиационной защите населения после чернобыльской катастрофы. Допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr изменялись в соответствии с годовыми квотами на внутреннее облучение и на разных этапах развития аварийной и послеаварийной ситуации в соответствии с улучшением радиационной обстановки, естественных процессов радиоактивного распада и закрепления радионуклидов в почвенном комплексе периодически пересматривались в сторону ужесточения [14].

В связи с озабоченностью населения по поводу радиологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС в 1989 г. Комиссия Codex Alimentarius утвердила руководящие уровни содержания радионуклидов в пищевых продуктах, находящихся в международной торговле, для первого года после крупной ядерной аварии [15].

На первых этапах после аварии действовали временные допустимые уровни (ВДУ) содержания радионуклидов в пищевых продуктах и питьевой воде. Первый набор ВДУ утвержден Министерством здравоохранения СССР 6 мая 1986 г. в отношении концентрации ^{131}I в питьевой воде и ряде пищевых продуктов (молоко, молочные продукты), который был направлен на ограничение дозы на щитовидную железу у детей до значения 300 миллигрей (мГр). Следующие допустимые уровни, принятые 30 мая 1986 г. (ВДУ-86), касались содержания всех бета-излучателей в пищевых продуктах в результате поверхностного загрязнения. Особое внимание уделялось долгоживущим радионуклидам цезия. В 1988 г. введены ВДУ-88 в отношении суммарной активности ^{134}Cs и ^{137}Cs в питьевой воде и пищевых продуктах (молоко и молочные продукты, мясо и мясные продукты, рыба, яйца, хлеб, мука, зерновые, картофель, овощи, корнеплоды, фрукты) [16].

В 1990 г. в Беларуси разработаны национальные республиканские контрольные уровни содержания радионуклидов цезия и стронция в продуктах питания и питьевой воде (РКУ-90), которые действовали на протяжении 1990–1992 гг. Они учитывали конкретные послеаварийные условия и были рассчитаны, чтобы за счет поступления радионуклидов с пищевыми продуктами доза внутреннего облучения критической группы населения не превышала 1,7 мЗв в год. В дальнейшем принимались республиканские допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-92, РДУ-96), которые обеспечивали не превышение годового дозового предела в 1 мЗв [17]. В настоящее время действует гигиенический норматив № 10-117-99 «Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-99)», установленный Министерством здравоохранения в 1999 г., который регламентирует содержание ^{137}Cs в 20 группах пищевых продуктов, содержание ^{90}Sr – в 4 группах. Для продуктов питания, потребление которых составляет менее 5 кг в год на человека (специи, чай, мед), устанавливаются допустимые уровни в 10 раз выше, чем установленные величины для прочих пищевых продуктов (табл. 2).

Расчет допустимого содержания радионуклидов в пищевых продуктах проводился исходя из законодательно принятого предела дозы облучения для населения – 1 мЗв в год, рациона питания жителей, вклада основных компонентов рациона в поступление радионуклидов в организм, международных коэффициентов перехода от поступления к эффективной дозе внутреннего облучения. При разработке РДУ-99 использован рацион питания сельских жителей 1998 г., а дозы внутреннего облучения были рассчитаны при условии потребления в течение всего года продуктов с содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr на уровне нормативов. Дозы внутреннего облучения, которые может получить население при

потреблении в течение всего года продуктов питания, загрязненных на уровне нормативов РДУ-99, рассчитаны по формуле:

$$E = \sum_i GL(A) * M(A) * e_{oral}(A),$$

где E – доза внутреннего облучения, мЗв в год;
 $GL(A)$ – допустимый уровень, Бк/кг;
 $M(A)$ – годовое потребление продукта, кг в год;
 $e_{oral}(A)$ – возраст-зависимый дозовый коэффициент (мЗв/Бк).

Таблица 2

Республиканские допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-99)

Table 2

National permissible levels for ^{137}Cs and ^{90}Sr content in foodstuffs and drinking water (RDU-99)

Наименование продукта	^{137}Cs	^{90}Sr
	Бк/кг, Бк/л	
Вода питьевая	10	0,37
Молоко и цельномолочная продукция	100	3,7
Молоко сгущенное и концентрированное	200	–
Творог и творожные изделия	50	–
Сыры сычужные и плавленые	50	–
Масло коровье	100	–
Мясо и мясные продукты, в том числе		–
Говядина, баранина и продукты из них	500	–
Свинина, птица и продукты из них	180	
Картофель	80	3,7
Хлеб и хлебобулочные изделия	40	3,7
Мука, крупы, сахар	60	–
Жиры растительные	40	–
Жиры животные и маргарин	100	–
Овощи и корнеплоды	100	–
Фрукты	40	–
Садовые ягоды	70	–
Консервированные продукты из овощей, фруктов и ягод садовых	74	–
Дикорастущие ягоды и консервированные продукты из них	185	–
Грибы свежие	370	–
Грибы сушеные	2500	–
Специализированные продукты детского питания в готовом для употребления виде	37	1,85
Прочие продукты питания	370	–

В соответствии с рекомендациями МАГАТЭ [18], для расчета дозы внутреннего облучения при употреблении продуктов питания, загрязненных ^{137}Cs и ^{90}Sr , использованы дозовые коэффициенты перехода от удельной активности радионуклида в продукте к дозе облучения (возраст-зависимый дозовый коэффициент) – ожидаемая эффективная доза на единицу перорального поступления. Критической группой при пероральном поступлении ^{137}Cs являются взрослые, а ^{90}Sr – дети 12–17 лет.

При обосновании допустимых уровней учитывалось, что загрязненная продукция не является импортируемой, а производится внутри страны, и потребление такой продукции составляет 100 %, что наиболее характерно для территорий, загрязненных одновременно ^{137}Cs и ^{90}Sr . После введения РДУ-99 дозы

внутреннего облучения не должны были превышать 0,98 мЗв в год, в том числе за счет поступления ^{137}Cs – 0,9 мЗв в год, ^{90}Sr – 0,08 мЗв в год.

Постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 29 ноября 2022 г. № 829 «Об изменении постановления Совета Министров Республики Беларусь от 25 января 2021 г. № 37» утвержден Гигиенический норматив «Критерии оценки радиационного воздействия», который устанавливает референтные уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах, а также референтные уровни содержания ^{137}Cs в древесине, продукции из древесины и древесных материалов, прочей непищевой продукции лесного хозяйства, лекарственно-техническом сырье¹. Данный гигиенический норматив регламентирует содержание ^{137}Cs в 14 группах пищевых продуктов, содержание ^{90}Sr – в 10 группах (табл. 3).

Таблица 3

Референтные уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах*

Table 3

Reference levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr content in food products

Наименование продукта	^{137}Cs	^{90}Sr
	Бк/кг, Бк/л	
Молоко и продукты переработки молока**, молочные продукты	100	5
Сыры и сырные продукты, творог и творожные продукты	50	10
Продукты переработки молока сухие, сублимированные	500	200
Масло, паста масляная из коровьего молока, молочный жир	200	5
	100	5
Мясо, мясная продукция и субпродукты***	200	–
Оленина, мясо диких животных	300	–
Рыба и рыбные продукты (рыба сушеная и вяленая)	130 (260****)	10
Овощи, корнеплоды, включая картофель	80 (600****)	5
Хлеб и хлебобулочные изделия, сдобные изделия	40	5
Мука, крупы, хлопья, макаронные изделия	60	–
Масла растительные	40	80
Грибы свежие (сухие и консервированные)	500 (2500****)	–
Дикорастущие ягоды и консервированные продукты из них	160 (800****)	–
Специализированные продукты для детского питания в готовом для употребления виде*****	40	5

Примечания.

*Соответствие референтному уровню устанавливается путем сравнения с референтным уровнем измеренного значения содержания радионуклидов в пищевых продуктах с учетом погрешности метода его определения.

**Кроме молока и продуктов переработки молока, стуженных, концентрированных, сухих, консервов, сыров и сырных продуктов, масла и масляной пасты из коровьего молока, сливочно-растительного спреда и сливочно-растительной топленой смеси, концентратов молочных белков, лактулозы, сахара молочного, казеина, казеинатов, гидролизатов молочных белков.

***Мясо, мясная продукция и субпродукты крупного рогатого скота, свиней, овец и других сельскохозяйственных животных.

****Референтный уровень в сухом, сублимированном продукте.

*****Для сублимированных продуктов удельная активность определяется в восстановленном продукте.

Референтные уровни содержания радионуклидов в продуктах питания Беларуси являются наиболее «жесткими». По содержанию ^{90}Sr они ниже нормативов Технического регламента Таможенного союза (ТР ТС 021/2011 «О безопасности пищевой продукции») в 4 раза для хлеба и хлебобулочных изделий, в 5 раз – для молока и цельномолочной продукции, в 8 раз – для картофеля, в 5 раз – для специализированных продуктов детского питания. Республиканские допустимые и референтные уровни содержания ^{137}Cs в пищевых продуктах существенно ниже нормативов Европейского союза (Регламент ЕС № 733/2008) и уровней, принятых Комиссией Codex Alimentarius (табл. 4).

¹Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 29 ноября 2022 г. № 829 «Об изменении постановления Совета Министров Республики Беларусь от 25 января 2021 г. № 37». Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. 07.12.2022, 5/51037.

Таблица 4

Сравнение допустимых уровней содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах
в Беларуси, России, Украине, Таможенном союзе и Европейского союза

Table 4

Comparison of acceptable levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr in food products
in Belarus, Russia, Ukraine, the Customs Union and the European Union

Наименование продукта	Страна, год принятия					
	Беларусь, 2022	Россия, 2001	Украина, 1997	ТС, 2011	ЕС, 1986	Codex Alimentarius, 1989
Содержание ^{137}Cs , Бк/кг, Бк/л						
Хлеб и хлебобулочные изделия	40	40	20	40	600	1000
Молоко и цельномолочная продукция	100	100	100	100	370	1000
Мясо и мясные продукты: говядина, баранина и продукты из них; свинина, птица и продукты из них	200	160 180	200 200	200 200	600 600	1000 –
Картофель и корнеплоды	80	80	60	80	600	1000
Овощи	80	130	40	80	600	1000
Дикорастущие ягоды	160	–	500	160	–	–
Грибы свежие	500	50	500	500	600	–
Специализированные продукты дет- ского питания в готовом для употре- бления виде	40	40–100	40	40	370	1000
Содержание ^{90}Sr , Бк/кг, Бк/л						
Молоко и цельномолочная продукция	5	25	20	25	Не нормируется	
Хлеб и хлебобулочные изделия	5	70	5	20		
Картофель	5	60	20	40		
Специализированные продукты дет- ского питания в готовом для употре- бления виде	5	25–60	5	25		

Нормирование содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственном сырье и кормах. С целью обеспечения производства продуктов питания в пределах РДУ-99 разработаны Республиканские допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственном сырье и кормах. Допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственном сырье и кормах введены на срок действия РДУ-99 (табл. 5).

В соответствии с РДУ-99 предельное содержание радионуклидов в зерне на пищевые цели зерновых и зернобобовых культур не должно превышать: ^{137}Cs – 90 Бк/кг; ^{90}Sr – 11 Бк/кг. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в клубнях картофеля на пищевые цели не должно быть выше 80 и 3,7 Бк/кг соответственно. Согласно ТР ТС 021/2011:2011 «О безопасности пищевой продукции», предельное содержание ^{137}Cs в зерне на пищевые цели не должно превышать 60 Бк/кг, ^{90}Sr – 11 Бк/кг.

Принятые в Беларуси допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в основных видах кормов предусмотрены для получения различных видов конечной продукции (табл. 6). В молоке и цельномолочной продукции содержание ^{137}Cs не должно превышать 100 Бк/л, ^{90}Sr – 3,7 Бк/л. Для получения такого молока в суточном рационе дойной коровы должно содержаться ^{137}Cs не более 10,0 кБк, ^{90}Sr – не более 2,6 кБк.

Таким образом, вся растениеводческая и животноводческая продукция, произведенная на загрязненных радионуклидами территориях и используемая для продовольственных целей, переработки и реализации на внутреннем рынке, должна соответствовать требованиям нормативных документов.

Таблица 5

Республиканские допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr
в сельскохозяйственном сырье для переработки на пищевые цели

Table 5

Republican permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr in agricultural raw materials for processing for food purposes

Продукция	Содержание, Бк/кг	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Молоко для переработки на: сливочное масло	370	18
цельномолочные продукты	100	3,7
молоко сухое и концентрированное	30	3,7
Растительное сырье:		
овощи	100	Не нормируется
фрукты	40	Не нормируется
садовые ягоды	70	Не нормируется
зерно	90	11
зерно на детское питание	55	3,7
Прочее сырье	370	Не нормируется

Таблица 6

Республиканские допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr
в кормах для получения различных видов конечной продукции

Table 6

Republican permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr content in different types of feed for obtaining various types of end products

Виды кормов	Содержание, Бк/кг				
	^{137}Cs			^{90}Sr	
	молоко цельное*	молоко – сырье для переработки на масло	мясо, заключи- тельный откорм	молоко цельное	молоко – сырье для переработки на масло
Сено	1300	1850	1300	260	1300
Солома	330	900	700	185	900
Сенаж	500	900	500	100	500
Силос	240	600	240	50	250
Корнеплоды	160	600	300	37	185
Зерно на фураж, комбикорм	180	600	480	100	500
Зеленая масса	165	600	240	37	185
Прочие виды кормов	900	—	—	—	—

Примечание. *Корма для производства молока – сырья для переработки на сыры и творог, а также для откорма свиней и птицы должны соответствовать тем же требованиям.

В 2007 г. МКРЗ утвердила новую редакцию Рекомендаций по системе радиационной защиты (Публикация 103) [1], в которых отражена концепция перехода от использующегося ранее подхода «практик» и «вмешательств» к использованию метода, основанного на характеристиках ситуаций радиоактивного облучения. Определены 3 типа ситуаций облучения: планируемое облучение, аварийное облучение и существующее облучение. В Рекомендациях сохранены ключевые принципы радиационной защиты.

МАГАТЭ для развития Рекомендаций МКРЗ разработало Нормы по безопасности для регулирующих и других государственных органов и организаций [19]. Этим документом определено, что к ситуациям существующего облучения относятся ситуации облучения от природных источников излучения, остаточного радиоактивного материала, сохранившегося после предыдущей деятельности, а также после

ситуации аварийного облучения. Следовательно, проживание или профессиональная деятельность на территории радиоактивного загрязнения в отдаленный послеаварийный период рассматривается как ситуация существующего облучения. Для таких ситуаций фундаментальные принципы радиационной защиты включают обоснование защитных стратегий и оптимизацию защиты, достигнутых в результате реализации этих стратегий. При планировании и реализации процесса оптимизации в ситуациях существующего облучения рекомендуется использовать референтные (контрольные) уровни – уровень дозы, риска или активности радионуклидов, выше которого планировать допустимое облучение неприемлемо, а ниже которого следует проводить оптимизацию защиты. Рекомендован диапазон референтного уровня от 1 до 20 мЗв в год. Величина его зависит от сложившихся обстоятельств в рассматриваемой ситуации облучения и преобладающих условий облучения.

Переход от ситуации аварийного облучения к ситуации существующего облучения характеризуется изменениями в стратегии управления: от стратегий, обусловленных срочностью, с потенциально высокими уровнями облучения и централизованным принятием управленческих решений, к более децентрализованным стратегиям, направленным на улучшение условий жизнедеятельности и снижение уровней облучения на столько, на сколько это достижимо в сложившейся ситуации [20].

Республика Беларусь, следуя рекомендациям МКРЗ и МАГАТЭ, в новом Законе «О радиационной безопасности» от 18 июня 2019 г. № 198-З обозначила основные принципы обеспечения радиационной безопасности: принцип нормирования; принцип обоснования; принцип оптимизации². Также определены ситуации облучения:

- ситуация планируемого облучения, возникающая в результате запланированной эксплуатации источника ионизирующего излучения или запланированной деятельности (медицинское облучение, профессиональное облучение, облучение населения), способных приводить к облучению;

- ситуация аварийного облучения, возникающая в результате радиационной аварии, действия или непредвиденного события, которые требуют немедленных мер в целях недопущения или минимизации неблагоприятных последствий;

- ситуация существующего облучения, в которой облучение уже существует от естественного радиационного фона, либо от остаточного количества радиоактивных веществ от осуществляемой ранее практической деятельности, или после ситуации аварийного облучения и необходимо принимать решение о целесообразности ограничения облучения населения.

Существенное улучшение радиационной обстановки на значительной части территории радиоактивного загрязнения Беларуси, снижение доз облучения населения и производство продукции, отвечающей национальным допустимым уровням и международным стандартам по содержанию радионуклидов, позволяет предпринять шаги по выводу части территории из «аварийной ситуации» и оптимизации радиационной защиты населения.

В первую очередь, важным является разработка Концепции перехода от ситуации аварийного облучения к ситуации существующего облучения. Данный документ позволит выработать систему принципов, подходов и направлений, определяющих действия по переходу к ситуации существующего облучения, выделить целевые показатели, способствующие принятию решения – на каком основании и когда этот переход может быть осуществлен. Концепция явится системой взглядов, позволяющей органам государственного управления и общественности понять необходимость выхода из ситуации аварийного облучения, а также необходимость изменения нормативной правовой базы без ухудшения мер социальной защиты населения.

Реализация на практике системы радиационной защиты населения при ситуации существующего облучения требует концептуального пересмотра сложившихся подходов к зонированию территории радиоактивного загрязнения и нормированию содержания радионуклидов в пищевых продуктах, оптимизации системы радиационного контроля продуктов питания, продукции леса, сельскохозяйственного сырья и кормов, решения других вопросов.

Действующее в настоящее время зонирование территории радиоактивного загрязнения разработано в 1990 г. для аварийной ситуации, предусматривающее отселение жителей из наиболее загрязненных радионуклидами территорий с выделением зон отселения. Для ситуации существующего облучения при стабилизирующейся радиационной обстановке необходимы новые принципиальные подходы и критерии выделения зон радиоактивного загрязнения на территории, на которой проживает население, с выделением отчужденных и отселенных территорий. При разработке новой системы зонирования территории радиоактивного загрязнения должны быть предусмотрены принципы снятия ограничений и запретов.

²Закон Республики Беларусь от 18 июня 2019 г. № 198-З «О радиационной безопасности». Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. 26.06.2019, 2/2636.

Заключение

Система радиационной защиты имеет несколько иерархических уровней, включая международные научные основы безопасности, международные стандарты и нормы безопасности МАГАТЭ. В 1986 г. в соответствии с основными нормами безопасности МАГАТЭ годовой предел доз профессионального облучения равнялся 50 мЗв, для облучения населения – 5 мЗв. Последнее значение рассматривалось в качестве безопасного уровня облучения людей. Новые международные основные нормы радиационной защиты населения и работников были разработаны в 1990 г. Годовые пределы облучения были значительно (в 2,5–5 раз) снижены и установлены равными 20 мЗв для работников и 1 мЗв – для населения. На основании этих уровней была определена концепция безопасного проживания населения в районах, пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС, устанавливающая сверхфоновую годовую эквивалентную дозу облучения 1 мЗв в год (70 мЗв за жизнь), которая положена в основу национальных нормативных правовых документов в области преодоления последствий чернобыльской катастрофы.

Расчет допустимых уровней содержания радионуклидов в пищевых продуктах проводился с учетом установленного предела дозы облучения для населения, рациона питания жителей, вклада основных компонентов рациона в поступление радионуклидов в организм. После введения РДУ-99 дозы внутреннего облучения не должны были превышать 0,98 мЗв в год, в том числе за счет поступления ^{137}Cs – 0,9 мЗв в год, за счет поступления ^{90}Sr – 0,08 мЗв в год. С целью обеспечения производства продуктов питания в пределах РДУ-99 разработаны республиканские допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственном сырье и кормах. Вся растениеводческая и животноводческая продукция, произведенная на загрязненных радионуклидами территориях и используемая для продовольственных целей, переработки и реализации на внутреннем рынке, должна соответствовать нормативным требованиям.

Существенное улучшение радиационной обстановки за 36-летний период после аварии на Чернобыльской АЭС на значительной части территории радиоактивного загрязнения Беларуси, снижение доз облучения населения и производство продукции, отвечающей национальным допустимым уровням и международным стандартам по содержанию радионуклидов, позволяет предпринять шаги по выводу части территории из «аварийной ситуации» и оптимизации радиационной защиты населения. Реализация на практике системы радиационной защиты населения при ситуации существующего облучения требует концептуального пересмотра сложившихся подходов в области преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС.

Библиографические ссылки

1. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Annals of the ICRP*. 2007;37(2–4):332.
2. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Annals of the ICRP*. 1991;21(1–3):340.
3. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 26. Oxford and New York: Pergamon Press; 1977.
4. ICRP, Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning, Publication 40. Oxford and New York: Pergamon Press; 1984.
5. International Atomic Energy Agency, International Labour Organisation, Oecd Nuclear Energy Agency, World Health Organization. Basic Safety Standards for Radiation Protection, Safety Series. Publication 9. Vienna: IAEA; 1982.
6. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 60. Oxford and New York: Pergamon Press; 1991.
7. ICRP, Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency. Publication 63. Oxford and New York: Pergamon Press; 1993.
8. Батонов МИ, Анисимова ЛИ, Перминова ГС. Критерии защиты населения и реабилитации территорий России в отдаленный период после чернобыльской аварии. *Радиация и риск*. 1999;11:108–116.
9. Константинов ЮО. Чернобыльская авария: обоснование и реализация решений по защите населения. *Радиационная гигиена*. 2011;4(2):59–67.
10. Кенигсберг ЯЭ, Цыбулько НН. Радиационная защита населения Беларуси после чернобыльской катастрофы. *Радиационная гигиена*. 2014;7(2):75–85.
11. 35 лет после чернобыльской катастрофы: итоги и перспективы преодоления ее последствий. В: Национальный доклад Республики Беларусь. Минск: ИВЦ Минфина; 2020. 152 с.
12. Цыбулько НН. Научно-методологическое обоснование и реализация мер радиационной защиты населения после катастрофы на Чернобыльской АЭС. *Экологический вестник*. 2015;2(32):111–120.
13. Сборник нормативных правовых актов по вопросам преодоления последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС. Минск: Институт радиологии; 2013. 160 с.
14. Ильин ЛА. Радиационная защита населения при реагировании на чернобыльскую аварию. В: *Чернобыль 20 лет спустя. Стратегия восстановления и устойчивого развития пострадавших регионов. Часть I. 20 years after Chernobyl. Strategy for recovery and sustainable Development of the Affected regions. Part I. Материалы международной конференции, 19–21 апреля, 2006 г., Минск*. Минск: Беларусь; 2006; с. 72–86.
15. Codex Alimentarius Commission, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for Use in International Trade, Rep. CAC/GL 5-1989. Rome: [publisher unknown]; 1989.

16. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. В: Доклад экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума. Вена: МАГАТЭ; 2008. 180 с.
17. Кенигсберг ЯЭ. Гигиенические нормативы содержания цезия-137 и стронция-90 в продуктах питания: чернобыльский опыт Беларуси. *Радиационная гигиена*. 2008;1(2):28–31.
18. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources: Safety Series 115. Vienna: IAEA; 1996. 48 p.
19. IAEA Safety Standards. Radiation protection and safety of radiation sources: International Basic Safety Standards, General Safety Requirements, No. GSR, Part 3 (Interim). Vienna: IAEA; 2011.
20. ICRP. Radiological protection of people and the environment in the event of a large nuclear accident: update of ICRP Publications 109 and 111. ICRP Publication 146. *Annals of the ICRP*. 2020;49(4):39–47.

References

1. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Annals of the ICRP*. 2007;37(2–4):332.
2. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Annals of the ICRP*. 1991;21(1–3):340.
3. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 26. Oxford and New York: Pergamon Press; 1977.
4. ICRP. Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning, Publication 40. Oxford and New York: Pergamon Press; 1984.
5. International Atomic Energy Agency, International Labour Organisation, Oecd Nuclear Energy Agency, World Health Organization. Basic Safety Standards for Radiation Protection, Safety Series. Publication 9. Vienna: IAEA; 1982.
6. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 60. Oxford and New York: Pergamon Press; 1991.
7. ICRP. Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency. Publication 63. Oxford and New York: Pergamon Press; 1993.
8. Balonov MI, Anisimova LI, Perminova GS. *Kriterii zashchity naseleniya i reabilitacii territorij Rossii v otdalennyj period posle chernobyl'skoj avarii* [Criteria for the protection of the population and rehabilitation of the territories of Russia in the remote period after the Chernobyl accident]. *Radiation and risk*. 1999;11:108–116. Russian.
9. Konstantinov YuO. *Chernobyl'skaya avariya: obosnovaniye i realizatsiya resheniy po zashchite naseleniya* [Chernobyl accident: justification and implementation of solutions to protect the population]. *Radiation hygiene*. 2011;4(2):59–67. Russian.
10. Konigsberg YaE, Tsybulka NN. *Radiacionnaya zashchita naseleniya Belarusi posle chernobyl'skoj katastrofy* [Radiation protection of the population of Belarus after the Chernobyl disaster]. *Radiation hygiene*. 2014;7(2):75–85. Russian.
11. *35 let posle chernobyl'skoj katastrofy: itogi i perspektivy preodoleniya ee posledstvij*. V: *Nacional'nyj doklad Respubliki Belarus* [35 years after the Chernobyl disaster: results and prospects of overcoming its consequences. In: National Report of the Republic of Belarus]. Minsk: IVC of the Ministry of Finance; 2020. 152 p. Russian.
12. Tsybulka NN. *Nauchno-metodologicheskoe obosnovanie i realizatsiya mer radiacionnoj zashchity naseleniya posle katastrofy na Chernobyl'skoj AES*. [Scientific and methodological justification and implementation of measures of radiation protection of the population after the Chernobyl disaster]. *Ecological Bulletin*. 2015;2(32):111–120. Russian.
13. *Sbornik normativnykh pravovykh aktov po voprosam preodoleniya posledstvij katastrofy na Chernobyl'skoj AJeS* [Collection of normative legal acts on overcoming the consequences of the Chernobyl disaster]. Minsk: Institute of Radiology; 2013. 160 p. Russian.
14. Ilyin LA, et al. *Radiacionnaya zashchita naseleniya pri reagirovanii na chernobyl'skuju avariju* [Radiation protection of the population in response to the Chernobyl accident]. In: *Chernobyl 20 years later. Strategy of recovery and sustainable development of the affected regions. Part I. 20 years after Chernobyl. Strategy for recovery and sustainable Development of the Affected regions. Part I. Materialy mezhdunarodnoj konferentsii, 2006 April 19–21, Minsk*. Minsk: Belarus; 2006. pp. 72–86. Russian.
15. Codex Alimentarius Commission, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for Use in International Trade, Rep. CAC/GL 5-1989. Rome: [publisher unknown]; 1989.
16. *Ekologicheskie posledstviya avarii na Chernobyl'skoj AJeS i ih preodolenie: dvadcatiletnij opyt*. V: *Doklad ekspertnoj gruppy «Ekologiya» Chernobyl'skogo foruma* [Environmental consequences of the accident at the Chernobyl nuclear power plant and their overcoming. In: Twenty years of experience: report of the expert group «Ecology» of the Chernobyl forum]. Vienna: IAEA; 2008. 180 p. Russian.
17. Konigsberg, YaE. *Gigienicheskie normativy sodержaniya cезия-137 i стронция-90 v produktah pitaniya: chernobyl'skij opyt Belarusi* [Hygienic standards for the content of cesium-137 and strontium-90 in food: Chernobyl experience of Belarus]. *Radiation hygiene*. 2008;1(2):28–31. Russian.
18. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources: Safety Series 115. Vienna: IAEA; 1996. 48 p.
19. IAEA Safety Standards. Radiation protection and safety of radiation sources: International Basic Safety Standards, General Safety Requirements, No. GSR, Part 3 (Interim). Vienna: IAEA; 2011.
20. ICRP. Radiological protection of people and the environment in the event of a large nuclear accident: update of ICRP Publications 109 and 111. ICRP Publication 146. *Annals of the ICRP*. 2020;49(4):39–47.

Статья поступила в редакцию 26.11.2023.
Received by editorial board 26.11.2023.

УДК 57.043:58.009+58.085

СТРУКТУРА ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ И ^{241}Am РАСТЕНИЙ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

Р. К. СПИРОВ¹⁾, Н. И. ТИМОХИНА¹⁾, И. А. ЧЕШИК¹⁾, А. Н. НИКИТИН²⁾

¹⁾Институт радиобиологии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Федюнинского, 4, 246007, г. Гомель, Беларусь

²⁾Институт микробиологии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Академика В. Ф. Купревича, 2, 220084, г. Минск, Беларусь

В исследовании представлены значения ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am растений суходольного луга, березняка разнотравного, сосняка мшистого и черноольшаника крапивного на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ). Расчет ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы проводили методом дозовых коэффициентов, предложенных Международной комиссией по радиационной защите, на основании удельной активности радионуклидов в почве, надземных и подземных органах растений. При расчете мощности ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах, наибольшее ее значение среди растений суходольного луга характерно для *Poa pratensis* (33,11 мкГр×ч⁻¹), березняка разнотравного – *Festuca ovina* (25,19 мкГр×ч⁻¹), сосняка мшистого – *Betula pendula* (36,78 мкГр×ч⁻¹), черноольшаника крапивного – *Corylus avellana* (5,39 мкГр×ч⁻¹). Полученные значения не превышают референтных уровней для объектов биоты, предложенных Международной комиссией по радиационной защите. Основную долю в структуре дозы, рассчитанной по удельной активности радионуклидов в надземных органах, составляет ОБЭ-взвешенная поглощенная доза ^{137}Cs – от 64,0 до 99,9 %. Основная доля в структуре дозы внутреннего облучения трансурановыми элементами (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) приходится на ОБЭ-взвешенную поглощенную дозу ^{241}Am – от 52,0 до 91,3 %. Поскольку периоды полураспада долгоживущих изотопов плутония и америция превышают период полураспада ^{137}Cs , то ожидается, что доля ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы трансурановых элементов в структуре дозы облучения растений Полесского государственного радиационно-экологического заповедника будет возрастать со временем. Полученные результаты важны для оценки и прогноза экологических последствий хронического облучения экосистем на территориях, загрязненных техногенными радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Ключевые слова: доза облучения; трансурановые элементы; биота; плутоний; америций; цезий; радионуклиды.

Благодарность. Работа выполнена при финансовой поддержке грантов на выполнение научно-исследовательских работ докторантами, аспирантами и соискателями Национальной академии наук Беларуси № 2016-29-140 на 2016 г. и № 2017-29-043 на 2017 г.

Образец цитирования:

Спиров РК, Тимохина НИ, Чешик ИА, Никитин АН. Структура дозы облучения ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am растений Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;4:29–40.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-29-40>

For citation:

Spirau RK, Tsimokhina NI, Cheshik IA, Nikitin AN. The structure of the dose rate from ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am for plants in the Polesye state radiation-ecological reserve. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:29–40. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-29-40>

Авторы:

Руслан Ковсарович Спиров – научный сотрудник отдела качества окружающей среды и продуктов питания.

Наталья Ильинична Тимохина – кандидат биологических наук; заведующий отделом качества окружающей среды и продуктов питания.

Игорь Анатольевич Чешик – кандидат медицинских наук, доцент; директор.

Александр Николаевич Никитин – кандидат сельскохозяйственных наук; заместитель директора по научной работе.

Authors:

Ruslan K. Spirau, researcher at the department of environmental and food quality.

ruslan.spirou@yandex.ru

Natallia I. Tsimokhina, PhD (biology); head of the department of environmental and food quality.

natim-2006@tut.by

Igor A. Cheshik, PhD (medicine), docent; director.

irb@irb.basnet.by

Aleksander N. Nikitin, PhD (agriculture); deputy director for research.

nikitinale@gmail.com

THE STRUCTURE OF THE DOSE RATE FROM ^{37}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ AND ^{241}Am FOR PLANTS IN THE POLESYE STATE RADIATION-ECOLOGICAL RESERVE

R. K. SPIRAU^a, N. I. TSIMOKHINA^a, I. A. CHESHIK^a, A. N. NIKITIN^b

^a*Institute of Radiobiology of the National Academy of Sciences of Belarus,
4 Fedzyuninskaya Street, Gomel 246007, Belarus*

^b*Institute of Microbiology of the National Academy of Sciences of Belarus,
2 Akademika V. F. Kupreviča Street, Minsk 220084, Belarus
Corresponding author: R. K. Spirau (ruslan.spirov@yandex.ru)*

The values of the RBE-weighted absorbed dose from ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am for the dominant plants in four phytocenoses types situated in the Polesie State Radiation-Ecological Reserve. The assessment of the RBE-weighted absorbed dose rates was carried out by the method of dose coefficients proposed by the International Commission on Radiological Protection, and based on the activity of radionuclides in the aboveground and underground phytomass of plants. The highest value of RBE-weighted absorbed dose rate in a meadow ecosystem has *Poa pratensis* ($33.11 \mu\text{Gy}\times\text{h}^{-1}$), in a mixed birch forest – *Festuca ovina* ($25.19 \mu\text{Gy}\times\text{h}^{-1}$), in a pine forest – *Betula pendula* ($36.78 \mu\text{Gy}\times\text{h}^{-1}$), in a black alder forest – *Corylus avellana* ($5.39 \mu\text{Gy}\times\text{h}^{-1}$). The obtained values of dose rate do not exceed the derived consideration reference levels for non-human biota proposed by the International Commission on Radiological Protection. The main share in the structure of the RBE-weighted absorbed dose rate for plants belongs to the ^{137}Cs – from 64.0 to 99.9 %. The main share in the structure of the internal dose rate from transuranic elements belongs to ^{241}Am – from 52.0 to 91.3 %. Since the half-lives of the isotopes of transuranic elements exceed the half-life of ^{137}Cs , it is expected that the share of the RBE-weighted absorbed dose rate from the long-lived isotopes of americium and plutonium for the plants in the Polesie State Radiation-Ecological Reserve will increase over years. The results are important for the assessing and forecasting ecology consequences of the chronic exposure the main types of ecosystems to ionizing radiation on the territories contaminated with artificial radioisotopes originated from the Chernobyl accident.

Keywords: dose rate; transuranium elements; non-human biota; caesium; plutonium; americium; radioisotopes

Acknowledgments. This work was supported by grants to perform research work doctoral students, graduate students and applicants of the National Academy of Sciences of Belarus no. 2016-29-140 for 2016 and no. 2017-29-043 for 2017.

Введение

Охрана окружающей среды является неотъемлемым условием для экологической безопасности и устойчивого развития общества¹. Широкое распространение в последние годы экоцентрического принципа в обеспечении охраны окружающей среды [1] привело к появлению научных работ [2–4], посвященных проблеме оценке доз облучения радионуклидами естественного и техногенного происхождения объектов биоты в среде их обитания. Серия публикаций Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ) отражает эволюцию взглядов к проблеме радиационной защиты окружающей среды. В Публикации № 91 (2003 г.) [5] отмечаются недостатки антропоцентрического принципа и подчеркивается необходимость разработки научно обоснованной системы защиты биоты на основе получения данных об облучении, дозе облучения и биологических эффектах для видов естественных биотопов. В Публикации № 103 (2007 г.) [6] МКРЗ предлагает использовать концепцию «условных животных и растений», но не устанавливает пределы доз. Публикация № 108 (2008 г.) [7] определяет 12 референтных видов животных и растений и описывает их основные биологические характеристики. В Публикации № 114 (2009 г.) [8] представлены коэффициенты накопления радионуклидов для референтных видов животных и растений. Концепция производных референтных уровней для оценки биологических эффектов, которые могут возникать в ситуации облучения у объектов биоты и, следовательно, для решения принятия защитных мер, представлена в Публикации № 124 (2014 г.) [9]. Публикация № 136 (2017 г.) [10] содержит обновленные дозовые коэффициенты для расчета внутренней и внешней поглощенной дозы облучения, приводится сравнение систем МКРЗ радиационной защиты биоты и человека. В Публикации № 148 (2021 г.) [11] приводятся рекомендуемые для расчета взвешенной поглощенной дозы значения коэффициентов относительной биологической эффективности (ОБЭ) для двух видов излучения: низкоэнергетических β -частиц и α -частиц.

Несмотря на реализацию разработанных моделей расчета доз облучения объектов биоты, а также связанных с облучением рисков, в таких программных средствах, как ERICA Tool, REDRAS BIOTA,

¹Об изменении Закона Республики Беларусь «Об охране окружающей среды» [Электронный ресурс]: Закон Респ. Беларусь от 17 июля 2023 г. № 294-З // Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. URL: <https://pravo.by/document/?guiid=12551&p0=H12300294> (дата обращения: 01.11.2023).

LADTAP II и др. [12–14], некоторые авторы отмечают недостатки существующих моделей и говорят о возможности их совершенствования, предлагая свои решения [15; 16].

Наиболее высокие уровни загрязнения трансурановыми элементами (ТУЭ) и ^{137}Cs на территории Республики Беларусь характерны для Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ) [17]. Вместе с ^{90}Sr изотопы этих элементов формируют основную дозу облучения для растений и животных ПГРЭЗ [18]. Поскольку периоды полураспада ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu и ^{241}Am по сравнению с ^{137}Cs и ^{90}Sr высоки ($T_{1/2}(^{238}\text{Pu}) = 87,85$ лет, $T_{1/2}(^{239}\text{Pu}) = 2,41 \times 10^4$ лет, $T_{1/2}(^{240}\text{Pu}) = 6,54 \times 10^3$ лет, $T_{1/2}(^{241}\text{Am}) = 452$ года [17]), именно ТУЭ в дальнейшем будут вносить существенный вклад в дозу облучения объектов биоты ПГРЭЗ.

Актуальность изучения закономерностей формирования поглощенных доз облучения биоты трансурановыми элементами определяется также тем, что в связи с β -распадом ^{241}Pu , удельная активность ^{241}Am в почвах ПГРЭЗ со временем будет возрастать [18].

Цель исследования: определить вклад изотопов ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в дозу облучения растений Полесского государственного радиационно-экологического заповедника.

Материалы и методы исследования

Отбор проб почвы и растений проводили на четырех пробных площадках в ПГРЭЗ, при выборе которых руководствовались следующими критериями: уровень загрязнения радионуклидами и тип фитоценоза. Пробные площадки соответствовали следующим типам фитоценозов: площадка I – суходольных лугов, площадка II – березняк разнотравный, площадка III – сосняк мшистый, площадка IV – черноольшаник крапивный. Пробные площадки расположены в окрестностях бывшего населенного пункта Масаны (площадки I, II, III) и урочища Майдан (площадка IV). Удельная активность ^{137}Cs и ТУЭ в почве пробных площадок представлена в табл. 1.

Таблица 1

Удельная активность ^{137}Cs и ТУЭ в верхнем 20-сантиметровом слое почвы пробных площадок

Table 1

Activity concentration of ^{137}Cs and TUE in the top 20-cm soil

Пробная площадка	Удельная активность, Бк×кг ⁻¹			
	^{137}Cs	^{238}Pu	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
I	$(23,95 \pm 1,87) \times 10^3$	$87,30 \pm 13,10$	$210,24 \pm 31,54$	$535,25 \pm 80,29$
II	$(21,98 \pm 1,79) \times 10^3$	$71,87 \pm 10,78$	$143,49 \pm 21,52$	$501,72 \pm 75,26$
III	$(13,34 \pm 0,35) \times 10^3$	$38,55 \pm 3,44$	$85,63 \pm 7,48$	$259,42 \pm 54,14$
IV	$(5,02 \pm 0,29) \times 10^3$	$9,60 \pm 1,26$	$16,09 \pm 1,93$	$56,22 \pm 14,65$

Наибольшее значение удельной активности ТУЭ в почве приходилось на пробную площадку I, наименьшее – на площадку IV.

Отбор почвенных и растительных образцов проводили в 2015 г. по общепринятой методике ГОСТ 17.4.3.01-83². Для определения удельной активности ТУЭ и ^{137}Cs в растительных образцах отбирали надземные и подземные органы растений. Брали смешанную пробу, состоящую из трех индивидуальных, в количестве, необходимом для радиохимического анализа с учетом того, что растительные образцы будут подвергнуты сушке. У древесных растений отбирали пробы коры и камбия, листьев (хвой), крупные одревесневшие и мелкие недревесневшие корни. Подземные органы отмывали от почвы под проточной водой. Растительные образцы измельчали и взвешивали на месте с помощью переносных весов, фасовали в полиэтиленовые пакеты и маркировали. Высушенные до постоянной сухой массы при 80 °С пробы измельчали на мельнице для последующего определения ТУЭ. Выделение ТУЭ проводили согласно методике определения активности стронция-90 и трансурановых элементов в биологических объектах (МВИ.МН 1892-2003)³.

ТУЭ осаждали на плоские счетные мишени, их активность измеряли на α -спектрометрической системе *Alpha Analyst* от *CANBERRA*. Математическую обработку спектров проводили при помощи программного обеспечения *Apex Alpha*. Расчет неопределенности измерения проводили согласно методике по оценке неопределенности в измерениях [19] с учетом погрешностей измерений при коэффициенте охвата равным двум.

²ГОСТ 17.4.3.01-83 Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб = Nature protection. Soils. General requirements for sampling. Введ. 01.07.84. М.: Издательство стандартов, 1984. 8 с.

³Методика определения активности стронция-90 и трансурановых элементов в биологических объектах: МВИ.МН 1892-2003. Введ. 2003-04-30. Минск: ИРБ НАНБ, 2003. 17 с.

Измерение удельной активности ^{137}Cs в почве и биологических образцах проводили в соответствии с принятыми методическими рекомендациями (МВИ.МН 3421-2010)⁴ на γ -спектрометре *CANBERRA Packard* с коаксиальным полупроводниковым детектором $\text{Ge}(\text{Li})$ расширенного энергетического диапазона. Диапазон измерения энергий γ -излучения – 40–10000 кэВ.

Расчет дозы облучения на весь организм проводили методом дозовых коэффициентов по удельной активности радионуклидов в надземных и подземных органах (для внутренней дозы облучения) и почве (для внешней дозы облучения), согласно рекомендациям Публикации № 136 МКРЗ [10].

Мощность дозы внешнего облучения рассчитывали по формуле

$$P_{\text{ext}}(N) = A_{\text{soil sample}}(N) \times DC_{\text{ext}} \quad (1)$$

где $P_{\text{ext}}(N)$ – мощность поглощенной дозы внешнего облучения от радионуклида N , $\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}$;

$A_{\text{soil sample}}(N)$ – удельная активность радионуклида в верхнем 20-сантиметровом слое почвы на пробной площадке, Бк/кг ;

DC_{ext} – дозовый коэффициент для расчета мощности дозы внешнего облучения согласно [10], $(\text{мкГр/ч}):(\text{Бк/кг})$.

Для расчета мощности ОБЭ-взвешенных поглощенных доз внутреннего облучения от разных радионуклидов использовали формулу

$$H_{\text{int}}(N) = A_{\text{bio sample}}(N) \times C_d \times DC_{\text{int}} \times (f_0 \times C_{\text{RBE},0} + f_1 \times C_{\text{RBE},1} + f_2 \times C_{\text{RBE},2} + f_3 \times C_{\text{RBE},3}), \quad (2)$$

где $H_{\text{int}}(N)$ – мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы внутреннего облучения от радионуклида N , $\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}$;

$A_{\text{bio sample}}(N)$ – удельная активность радионуклида N в биологической пробе, Бк/кг ;

C_d – коэффициент усушки, для расчета удельной активности на сырую массу;

DC_{int} – дозовый коэффициент для расчета внутреннего облучения согласно [10], $(\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}):(\text{Бк} \times \text{кг}^{-1})$;

f_i – вклад i -го вида излучения, отн. ед.;

$C_{\text{RBE},i}$ – коэффициент относительной биологической эффективности i -го вида излучения.

Согласно [10], рассматривали следующие виды излучения: осколки деления (f_0 , $C_{\text{RBE},0} = 20$), альфа-частицы (f_1 , $C_{\text{RBE},1} = 10$), низкоэнергетическое бета- и гамма-излучение (f_2 , $C_{\text{RBE},2} = 3$), другое бета- и гамма-излучение (f_3 , $C_{\text{RBE},3} = 1$).

Поскольку внешнюю дозу облучения, по модели МКРЗ, формирует только гамма-излучение, с коэффициентом относительной биологической эффективности равным 1, то суммарную мощность ОБЭ-взвешенной дозы облучения рассчитывали по формуле

$$\Sigma H(N) = H_{\text{int}}(N) + P_{\text{ext}}(N), \quad (3)$$

где $\Sigma H(N)$ – мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы внутреннего и внешнего облучения от радионуклида N , $\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}$;

$H_{\text{int}}(N)$ – мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы внутреннего облучения от радионуклида N , $\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}$;

$P_{\text{ext}}(N)$ – мощность поглощенной дозы внешнего облучения от радионуклида N , $\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}$.

Мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения от всех радионуклидов рассчитывали по формуле

$$\Sigma H = \Sigma H(N_1) + \Sigma H(N_2) + \dots + \Sigma H(N_i), \quad (4)$$

где ΣH – мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы внешнего и внутреннего облучения от рассматриваемых радионуклидов, $\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}$;

$\Sigma H(N_i)$ – мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы внешнего и внутреннего облучения от радионуклида N_i , $\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}$.

Вклад отдельного изотопа в дозу облучения определяли как долю ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения данным изотопом от ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы всех радионуклидов:

$$d(N) = \Sigma H(N) : \Sigma H \times 100 \%, \quad (5)$$

где $d(N)$ – доля ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы радионуклида N от ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы рассматриваемых радионуклидов, %;

$\Sigma H(N_i)$ – мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы внешнего и внутреннего облучения от радионуклида N_i , $\text{мкГр} \times \text{ч}^{-1}$;

⁴МВИ объемной и удельной активности гамма-излучающих радионуклидов на гамма-спектрометрах с полупроводниковыми детекторами. МВИ. МН 3421-2010: утв. БелГИМ 28.05.10. Минск: БелГИМ, 2010. 35 с.

ΣH – мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы внешнего и внутреннего облучения от рассматриваемых радионуклидов, мкГр $\times$ ч⁻¹.

Для ТУЭ отдельно определяли вклад ²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в ОБЭ-взвешенной поглощенной дозе от ТУЭ, без учета ¹³⁷Cs.

Для определения статистической значимости различий между дозой облучения ¹³⁷Cs и ТУЭ в органах растений использовали U-критерий Манна – Уитни. Выбор непараметрического критерия для анализа данных обусловлен выборками малого объема, не позволяющими установить нормальность распределения.

Результаты исследования и их обсуждение

На пробной площадке I (суходольный луг) в анализ включены 5 видов травянистых растений из 4 семейств, являющихся доминантами и субдоминантами в растительном сообществе. Наибольшее значение мощности ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения от всех радионуклидов характерно для растений семейств *Poaceae* и *Fabaceae* (табл. 2).

Таблица 2

Мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения от ¹³⁷Cs и ТУЭ для растений суходольного луга, мкГр $\times$ ч⁻¹

Table 2

RBE-weighted absorbed dose rate from ¹³⁷Cs and TUE for plants in a meadow ecosystem, μ Gy $\times$ h⁻¹

Органы	ΣH	$\Sigma H(^{137}\text{Cs})$	$\Sigma H(^{238}\text{Pu})$	$\Sigma H(^{239+240}\text{Pu})$	$\Sigma H(^{241}\text{Am})$
Семейство Астровые (<i>Asteraceae</i>)					
Полынь горькая (<i>Artemisia absinthium</i>)					
Наземные	2,78	2,69	$1,32 \times 10^{-2}$	$2,18 \times 10^{-2}$	$5,64 \times 10^{-2}$
Подземные	14,14	8,56	$5,49 \times 10^{-1}$	1,23	3,80
Семейство Бобовые (<i>Fabaceae</i>)					
Горошек мышиный (<i>Vicia cracca</i>)					
Наземные	3,40	3,04	$4,56 \times 10^{-2}$	$7,58 \times 10^{-2}$	$2,36 \times 10^{-1}$
Подземные	26,39	8,87	5,99	2,42	9,12
Семейство Капустные (<i>Brassicaceae</i>)					
Желтушник серый (<i>Erysimum diffusum</i>)					
Наземные	2,82	2,68	$1,71 \times 10^{-2}$	$3,18 \times 10^{-2}$	$8,92 \times 10^{-2}$
Подземные	12,08	8,12	$4,50 \times 10^{-1}$	$9,35 \times 10^{-1}$	2,58
Семейство Мятликовые (<i>Poaceae</i>)					
Булавоносец седой (<i>Corynephorus canescens</i>)					
Наземные	2,90	2,69	$9,28 \times 10^{-2}$	$2,79 \times 10^{-2}$	$9,32 \times 10^{-2}$
Подземные	32,24	10,30	2,53	4,67	14,74
Мятлик луговой (<i>Poa pratensis</i>)					
Наземные	2,87	2,78	$1,33 \times 10^{-2}$	$9,82 \times 10^{-3}$	$5,97 \times 10^{-2}$
Подземные	33,11	10,93	2,17	4,70	15,32

Согласно данным, представленным в табл. 2, расчет дозы облучения на весь организм по удельной активности радионуклидов в надземных и подземных органах дает результат, различающийся на порядок величины. Основной вклад в дозу облучения растений суходольного луга вносит ¹³⁷Cs: от 89,5 % (*V. cracca*) до 97,1 % (*P. pratensis*) при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах и от 31,9 % (*C. canescens*) до 67,2 % (*E. diffusum*) при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах. Среди ТУЭ основной вклад в ОБЭ-взвешенную дозу облучения растений вносит ²⁴¹Am как при расчете ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения по удельной активности ТУЭ в надземных органах (43,6–72,1 %), так и по удельной активности ТУЭ в подземных органах (52,0–69,1 %). Различия между дозами облучения ¹³⁷Cs и ТУЭ значимы на уровне $p = 0,01$ при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах. Значимых различий между дозами облучения ¹³⁷Cs и ТУЭ при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах растений не обнаружено ($U_{\text{пр}} = 10 > U_{\text{кр}} = 2$).

В березняке разнотравном в анализ включены 4 вида высших растений из 4 семейств. Наибольшее значение мощности ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения от всех радионуклидов характерно для *Festuca ovina*, семейство *Poaceae* (табл. 3).

Таблица 3

Мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения ^{137}Cs и ТУЭ для растений березняка разнотравного, $\mu\text{Гр}\times\text{ч}^{-1}$

Table 3

RBE-weighted absorbed dose rate from ^{137}Cs and TUE for plants in a mixed birch forest, $\mu\text{Gy}\times\text{h}^{-1}$					
Органы	ΣH	$\Sigma\text{H}(^{137}\text{Cs})$	$\Sigma\text{H}(^{238}\text{Pu})$	$\Sigma\text{H}(^{239+240}\text{Pu})$	$\Sigma\text{H}(^{241}\text{Am})$
Семейство Березовые (<i>Betulaceae</i>)					
Береза повислая (<i>Betula pendula</i>)					
Лист	4,94	4,88	$2,27\times10^{-2}$	$4,29\times10^{-3}$	$3,93\times10^{-2}$
Побег	4,26	4,17	$2,38\times10^{-2}$	$9,13\times10^{-3}$	$5,19\times10^{-2}$
Ствол (кора)	4,31	4,15	$3,72\times10^{-2}$	$1,20\times10^{-2}$	$1,09\times10^{-1}$
Ствол (камбий)	3,43	3,31	$3,22\times10^{-2}$	$6,25\times10^{-2}$	$2,43\times10^{-2}$
Крупные корни	8,56	7,91	$7,39\times10^{-2}$	$1,76\times10^{-1}$	$4,05\times10^{-1}$
Мелкие корни	16,31	8,31	$7,96\times10^{-1}$	1,54	5,66
Вересковые (<i>Ericaceae</i>)					
Черника обыкновенная (<i>Vaccinium myrtillus</i>)					
Надземные	9,45	9,32	$7,66\times10^{-3}$	$1,25\times10^{-2}$	$1,03\times10^{-1}$
Подземные	12,65	10,99	$1,68\times10^{-1}$	$2,76\times10^{-1}$	1,21
Семейство Крушиновые (<i>Rhamnaceae</i>)					
Крушина ломкая (<i>Frangula alnus</i>)					
Лист	4,48	4,43	$2,12\times10^{-2}$	$5,76\times10^{-3}$	$1,78\times10^{-2}$
Побег	3,02	2,99	$1,43\times10^{-2}$	$4,84\times10^{-3}$	$1,32\times10^{-2}$
Корень	9,36	8,22	$1,53\times10^{-1}$	$2,91\times10^{-1}$	$7,03\times10^{-1}$
Семейство Мятликовые (<i>Poaceae</i>)					
Овсяница овечья (<i>Festuca ovina</i>)					
Надземные	5,95	4,15	$1,14\times10^{-2}$	$9,39\times10^{-3}$	1,78
Подземные	25,19	10,50	1,38	2,97	10,34

Как и в случае с растениями суходольного луга, основной вклад в дозу облучения березняка разнотравного вносит ^{137}Cs – от 69,7 (*F. ovina*) до 99,0 % (*F. alnus*) при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах, и от 41,7 (*F. ovina*) до 92,4 % (*B. pendula*) при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах. Среди ТУЭ основной вклад в дозу облучения растений площадки II вносит ^{241}Am при расчете ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения по удельной активности ТУЭ в подземных органах (61,3–73,2 %). При расчете дозы облучения по удельной активности ТУЭ в надземных органах вклад ^{241}Am достигает 98,9 % (*F. ovina*), ^{238}Pu – 47,4 % (*F. alnus*), $^{239+240}\text{Pu}$ – 52,5 % (*B. pendula*). Различия между дозами облучения ^{137}Cs и ТУЭ значимы на уровне $p < 0,05$ при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах. Значимых различий между дозами облучения ^{137}Cs и ТУЭ при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах растений не обнаружено ($U_{\text{пр.}} = 6 > U_{\text{кр.}} = 2$).

На пробной площадке III (сосняк мшистый) в анализ включены 5 видов растений из 4 семейств, являющихся доминантами и субдоминантами в растительном сообществе. Наибольшее значение мощности ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения от всех радионуклидов характерно для *Betula pendula*, семейство *Betulaceae* (табл. 4).

Таблица 4

Мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения ^{137}Cs и ТУЭ для растений сосняка мшистого, $\text{мкГр}\cdot\text{ч}^{-1}$

Table 4

RBE-weighted absorbed dose rate from ^{137}Cs and TUE for plants in a pine forest, $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$

Органы	ΣH	$\Sigma H(^{137}\text{Cs})$	$\Sigma H(^{238}\text{Pu})$	$\Sigma H(^{239+240}\text{Pu})$	$\Sigma H(^{241}\text{Am})$
Семейство Березовые (<i>Betulaceae</i>)					
Береза повислая (<i>Betula pendula</i>)					
Лист	4,22	3,96	$2,46 \times 10^{-2}$	$1,12 \times 10^{-2}$	$2,17 \times 10^{-1}$
Побег	2,56	2,48	$1,30 \times 10^{-2}$	0,00	$6,40 \times 10^{-2}$
Ствол (кора)	2,15	2,05	$3,08 \times 10^{-2}$	$2,06 \times 10^{-2}$	$4,20 \times 10^{-2}$
Ствол (камбий)	1,97	1,87	$3,22 \times 10^{-2}$	$1,35 \times 10^{-2}$	$5,38 \times 10^{-2}$
Крупные корни	8,22	5,80	$1,15 \times 10^{-1}$	$2,20 \times 10^{-1}$	2,08
Мелкие корни	36,78	7,72	1,13	2,22	25,72
Семейство Буковые (<i>Fagaceae</i>)					
Дуб черешчатый (<i>Quercus robur</i>)					
Лист	16,18	16,09	$3,38 \times 10^{-2}$	$7,81 \times 10^{-3}$	$5,29 \times 10^{-2}$
Побег	14,57	14,35	$4,48 \times 10^{-2}$	$3,04 \times 10^{-2}$	$1,47 \times 10^{-1}$
Ствол (кора)	4,94	4,64	$8,36 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-1}$	$8,09 \times 10^{-2}$
Ствол (камбий)	6,25	6,09	$3,53 \times 10^{-2}$	$2,83 \times 10^{-2}$	$9,04 \times 10^{-2}$
Крупные корни	10,56	8,21	$2,19 \times 10^{-1}$	$4,93 \times 10^{-1}$	1,64
Мелкие корни	19,62	6,78	$9,50 \times 10^{-1}$	1,82	10,07
Вересковые (<i>Ericaceae</i>)					
Брусника (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)					
Наземные	9,53	9,11	$1,12 \times 10^{-1}$	$5,12 \times 10^{-2}$	$2,51 \times 10^{-1}$
Подземные	14,97	10,82	$3,45 \times 10^{-1}$	$7,96 \times 10^{-1}$	3,00
Черника обыкновенная (<i>Vaccinium myrtillus</i>)					
Наземные	8,12	7,82	$5,24 \times 10^{-2}$	$4,14 \times 10^{-2}$	$2,07 \times 10^{-1}$
Подземные	13,32	10,49	$1,87 \times 10^{-1}$	$3,49 \times 10^{-1}$	2,30
Семейство Сосновые (<i>Pinaceae</i>)					
Сосна обыкновенная (<i>Pinus sylvestris</i>)					
Хвоя	10,65	10,48	$9,21 \times 10^{-2}$	$2,44 \times 10^{-2}$	$5,50 \times 10^{-2}$
Побег (1-3 года, без хвои)	7,43	7,28	$3,69 \times 10^{-2}$	$2,05 \times 10^{-2}$	$9,94 \times 10^{-2}$
Побег (многолетний, без хвои)	10,41	10,29	$2,74 \times 10^{-2}$	$1,18 \times 10^{-2}$	$7,42 \times 10^{-2}$
Ствол (верхушечная часть, кора)	15,22	15,11	$4,24 \times 10^{-2}$	$1,95 \times 10^{-2}$	$3,97 \times 10^{-2}$
Ствол (верхушечная часть, камбий)	4,31	4,25	$2,16 \times 10^{-2}$	$1,24 \times 10^{-2}$	$2,12 \times 10^{-2}$
Ствол (средняя часть, кора)	17,17	16,95	$1,36 \times 10^{-1}$	$2,22 \times 10^{-2}$	$5,25 \times 10^{-2}$
Ствол (средняя часть, камбий)	8,20	8,11	$4,82 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-2}$	$2,19 \times 10^{-2}$
Ствол (комлевая часть, кора)	9,87	9,77	$4,77 \times 10^{-2}$	$1,36 \times 10^{-2}$	$3,81 \times 10^{-2}$
Ствол (комлевая часть, камбий)	4,16	4,11	$1,47 \times 10^{-2}$	$2,71 \times 10^{-3}$	$2,69 \times 10^{-2}$
Крупные корни	19,20	9,80	$3,44 \times 10^{-1}$	$7,44 \times 10^{-1}$	8,31
Мелкие корни	19,17	7,26	$6,07 \times 10^{-1}$	1,22	10,08

Наибольший вклад в дозу облучения растений сосняка мшистого вносит ^{137}Cs : от 93,8 до 99,4 % (*Q. robur*) при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах, и от 21,0 (*B. pendula*) до 78,7 % (*V. myrtillus*) при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах. Среди ТУЭ основной вклад в дозу облучения растений вносит ^{241}Am при расчете ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения по удельной активности ТУЭ в подземных органах (69,7–88,5 %). При расчете дозы облучения по удельной активности ТУЭ в надземных органах вклад ^{241}Am достигает 85,8 % (*B. pendula*), ^{238}Pu – 64,5 (*P. sylvestris*), $^{239+240}\text{Pu}$ – 46,0 % (*Q. robur*). Различия между дозами облучения ^{137}Cs и ТУЭ значимы на уровне $p < 0,05$ при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах. Значимых различий между дозами облучения ^{137}Cs и ТУЭ при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах растений не обнаружено ($U_{\text{пр}} = 20 > U_{\text{кр}} = 13$).

На пробной площадке IV (черноольшаник крапивный) в анализ включены 8 видов растений из 7 семейств. Наибольшее значение мощности ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения от всех радионуклидов характерно для *Corylus avellana*, семейство *Betulaceae* (табл. 5).

Таблица 5

Мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения ^{137}Cs и ТУЭ для растений черноольшаника крапивного, $\text{мкГр}\times\text{ч}^{-1}$

Table 5

RBE-weighted absorbed dose rate from ^{137}Cs and TUE for plants in a black alder forest, $\mu\text{Gy}\times\text{h}^{-1}$

Органы	ΣH	$\Sigma\text{H}(^{137}\text{Cs})$	$\Sigma\text{H}(^{238}\text{Pu})$	$\Sigma\text{H}(^{239+240}\text{Pu})$	$\Sigma\text{H}(^{241}\text{Am})$
Семейство Березовые (<i>Betulaceae</i>)					
Лещина обыкновенная (<i>Corylus avellana</i>)					
Лист	2,91	1,86	$8,54\times10^{-2}$	$1,55\times10^{-1}$	$8,07\times10^{-1}$
Побег	1,94	1,88	$9,75\times10^{-3}$	$3,25\times10^{-3}$	$5,24\times10^{-2}$
Ствол (кора)	1,68	1,65	$3,07\times10^{-3}$	$2,27\times10^{-3}$	$2,30\times10^{-2}$
Ствол (камбий)	1,16	1,14	$2,43\times10^{-3}$	0,00	$1,74\times10^{-2}$
Крупные корни	4,26	3,37	$7,37\times10^{-2}$	$1,45\times10^{-1}$	$6,70\times10^{-1}$
Мелкие корни	5,39	2,41	$9,37\times10^{-2}$	$1,66\times10^{-1}$	2,72
Ольха черная (<i>Alnus glutinosa</i>)					
Лист	4,64	4,63	$4,48\times10^{-3}$	$1,95\times10^{-3}$	0,00
Побег	1,90	1,85	$1,25\times10^{-2}$	$8,80\times10^{-3}$	$3,22\times10^{-2}$
Ствол (верхушечная часть, кора)	2,98	2,81	$2,40\times10^{-2}$	$1,21\times10^{-2}$	$1,38\times10^{-1}$
Ствол (верхушечная часть, камбий)	1,38	1,37	$3,82\times10^{-3}$	$1,12\times10^{-3}$	$3,84\times10^{-3}$
Ствол (комлевая часть, кора)	3,46	3,41	$1,08\times10^{-2}$	$3,27\times10^{-3}$	$3,11\times10^{-2}$
Ствол (комлевая часть, камбий)	2,17	2,17	$3,32\times10^{-3}$	$1,21\times10^{-3}$	0,00
Крупные корни	4,03	3,56	$3,82\times10^{-2}$	$6,39\times10^{-2}$	$3,63\times10^{-1}$
Мелкие корни	4,62	2,88	$1,56\times10^{-1}$	$3,08\times10^{-1}$	1,28
Семейство Деннштедтиевые (<i>Dennstaedtiaceae</i>)					
Орляк обыкновенный (<i>Pteridium aquilinum</i>)					
Наземные	3,34	3,12	$1,86\times10^{-2}$	$1,90\times10^{-2}$	$1,79\times10^{-1}$
Подземные	2,19	2,15	$2,00\times10^{-3}$	$6,09\times10^{-3}$	$2,41\times10^{-2}$
Семейство Ирисовые (<i>Iridaceae</i>)					
Ирис ложноаировый (<i>Iris pseudacorus</i>)					
Наземные	2,22	2,16	$2,13\times10^{-2}$	$8,08\times10^{-3}$	$2,25\times10^{-2}$
Подземные	3,35	2,95	$6,53\times10^{-2}$	$9,97\times10^{-2}$	$2,43\times10^{-1}$

Продолжение табл. 5

Семейство Крапивные (<i>Urticaceae</i>)					
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>)					
Надземные	1,53	1,52	$1,60 \times 10^{-3}$	$2,64 \times 10^{-3}$	$1,17 \times 10^{-2}$
Подземные	3,83	3,10	$8,13 \times 10^{-2}$	$2,12 \times 10^{-1}$	$4,40 \times 10^{-1}$
Семейство Мятликовые (<i>Poaceae</i>)					
Тростник обыкновенный (<i>Phragmites australis</i>)					
Надземные	1,22	1,18	$8,20 \times 10^{-3}$	$6,06 \times 10^{-3}$	$1,95 \times 10^{-2}$
Подземные	2,17	1,90	$1,56 \times 10^{-2}$	$3,72 \times 10^{-2}$	$2,17 \times 10^{-1}$
Семейство Осоковые (<i>Cyperaceae</i>)					
Осока пузырчатая (<i>Carex vesicaria</i>)					
Надземные	1,62	1,60	$1,13 \times 10^{-2}$	$3,24 \times 10^{-3}$	$6,97 \times 10^{-3}$
Подземные	2,74	2,40	$5,91 \times 10^{-2}$	$1,01 \times 10^{-1}$	$1,84 \times 10^{-1}$
Семейство Спаржевые (<i>Asparagaceae</i>)					
Ландыш майский (<i>Convallaria majalis</i>)					
Надземные	2,34	2,29	$1,55 \times 10^{-2}$	$8,20 \times 10^{-3}$	$3,53 \times 10^{-2}$
Подземные	3,56	2,79	$7,20 \times 10^{-2}$	$1,25 \times 10^{-1}$	$5,79 \times 10^{-1}$

Наибольший вклад в дозу облучения растений черноольшаника крапивного вносит ^{137}Cs : от 64,0 (*C. avellana*) до 99,9 % (*A. glutinosa*) при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах, и от 44,7 (*C. avellana*) до 98,5 % (*Pt. aquilinum*) при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах. Среди ТУЭ основной вклад в дозу облучения растений вносит ^{241}Am при расчете ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения по удельной активности ТУЭ в подземных органах (53,5–91,3 %). При расчете дозы облучения по удельной активности ТУЭ в надземных органах вклад ^{241}Am достигает 87,7 % (*C. avellana*), ^{238}Pu – 73,2 (*A. glutinosa*), $^{239+240}\text{Pu}$ – 30,3 % (*A. glutinosa*). Различия между дозами облучения ^{137}Cs и ТУЭ значимы на уровне $p < 0,05$ при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных и подземных органах.

Полученные результаты свидетельствуют, что спустя три десятилетия после загрязнения территории в результате аварии на Чернобыльской АЭС основным радионуклидом, формирующим дозу облучения растений в ПГРЭЗ, при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах, является ^{137}Cs . Согласно данным Т. В. Переволоцкой и соавт. [20], на него приходится 99 % поглощенной дозы для древесных растений, что хорошо согласуется с нашими данными. В то же время, при расчете дозы облучения по удельной активности радионуклидов в подземных органах, в отдельных случаях наблюдается преобладание вклада ^{241}Am . В большинстве работ, посвященных оценке доз облучения растений естественных биоценозов, расчеты проводят на основании удельной активности радионуклидов в почве или в надземных органах. Это обусловлено необходимостью изучения биологических эффектов от получаемых доз в генеративных органах, поскольку ионизирующее излучение может влиять на репродуктивную способность растений, следовательно, состояние популяции [21]. Тем не менее, корневые меристемы также подвергаются хроническому воздействию ионизирующего излучения. По данным С. А. Гераськина и соавт. [22], частота цитогенетических нарушений в коневой меристеме проростков семян сосны обыкновенной, произрастающей на территории подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, статистически значимо превышает контрольный уровень.

Предложенные МКРЗ референтные уровни доз облучения, при превышении которых настоятельно рекомендуется применение защитных мер, для древесных растений составляют от 4,17 до 41,67 мкГр $\times$ ч $^{-1}$, для травянистых растений – от 41,67 до 416,67 мкГр $\times$ ч $^{-1}$ [10]. Несмотря на относительно высокие полученные значения доз облучения, превышение верхних границ референтных уровней в наших исследованиях не установлено. В публикации МАГАТЭ [23] также отмечается, что какое-либо пагубное долгосрочное воздействие на растительные сообщества при дозе 10 мГр $\times$ сут $^{-1}$ (416,67 мкГр $\times$ ч $^{-1}$) представляется маловероятным. Результаты Т. А. Майстренко и соавт. [24] показывают, что при дозе облучения 150 мкГр $\times$ ч $^{-1}$ влияние хронического облучения на сукцессионные процессы лугового сообщества не наблюдается.

Стоит также отметить, что структура дозы облучения при расчете по удельной активности радионуклидов в надземных и подземных органах различается. В табл. 6 представлен вклад ^{137}Cs , изотопов плутония

и ^{241}Am для видов растений, имеющих наибольшие значения доз облучения, рассчитанные по удельной активности радионуклидов в надземных и подземных органах для каждой пробной площадки.

Таблица 6

Структура ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы для некоторых видов

Table 6

Structure of the RBE-weighted absorbed dose rate for some species

Пробная площадка	Вид	$d(^{137}\text{Cs})$, %	$d(^{238}\text{Pu})$, %	$d(^{239+240}\text{Pu})$, %	$d(^{241}\text{Am})$, %
I	<i>V. cracca</i> (надземные органы)	89,5	1,3	2,2	7,0
	<i>P. pratensis</i> (подземные органы)	33,0	6,5	14,2	46,3
II	<i>V. myrtillus</i> (надземные органы)	98,7	0,1	0,1	1,1
	<i>F. ovina</i> (подземные органы)	41,7	5,5	11,8	41,1
III	<i>P. sylvestris</i> (кора средней части ствола)	98,8	0,8	0,1	0,3
	<i>B. pendula</i> (мелкие корни)	21,0	3,1	6,0	69,9
IV	<i>A. glutinosa</i> (лист)	99,9	0,1	0,0	0,0
	<i>C. avellana</i> (мелкие корни)	44,7	1,7	3,1	50,5

Согласно представленным данным, основной вклад в дозу облучения растений, рассчитанную по удельной активности радионуклидов в надземных органах, вносит ^{137}Cs , для дозы облучения, рассчитанной по подземным органам – как ^{137}Cs , так и ^{241}Am . Поскольку значение дозы облучения прямо пропорционально удельной активности радионуклида в органе, то различие значений доли ^{137}Cs и ТУЭ в ее структуре можно объяснить большими величинами удельной активности ТУЭ в подземных органах по сравнению с надземной. Здесь стоит также обратить внимание, что поскольку периоды полураспада ТУЭ превышают период полураспада ^{137}Cs , то доля ТУЭ в структуре ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения растений будет возрастать со временем.

Заключение

Значения мощности ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы ^{137}Cs и ТУЭ, рассчитанные по удельной активности радионуклидов в надземных органах растений ПГРЭЗ, преимущественно ниже, чем значения, определенные по удельной активности радионуклидов в подземных органах. Для растений суходольного луга мощность ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы имеет значения в диапазоне 2,78–3,40 мкГр×ч⁻¹ (по надземным органам) и 12,08–33,11 мкГр×ч⁻¹ (по подземным органам), для растений березняка разнотравного – 3,02–9,45 мкГр×ч⁻¹ (по надземным органам) и 8,56–25,19 мкГр×ч⁻¹ (по подземным органам), для растений сосняка мшистого – 1,97–17,17 мкГр×ч⁻¹ (по надземным органам) и 8,22–36,78 мкГр×ч⁻¹ (по подземным органам), для растений черноольшаника крапивного – 1,16–4,64 мкГр×ч⁻¹ (по надземным органам) и 2,17–5,39 мкГр×ч⁻¹ (по подземным органам). При этом превышения референтных уровней доз облучения для объектов биоты, согласно рекомендациям МКРЗ, не установлено.

При расчете мощности ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы облучения по удельной активности радионуклидов в надземных органах, основной вклад в формирование дозы облучения растений вносит ^{137}Cs – от 64,0 до 99,9 %. Среди ТУЭ, при расчете мощности ОБЭ-взвешенной поглощенной дозы по удельной активности ТУЭ в подземных органах, основная доля в структуре дозы облучения ТУЭ приходится на ^{241}Am – от 52,0 до 91,3 %.

Полученные результаты важны для оценки и прогноза экологических последствий хронического облучения экосистем на территориях, загрязненных техногенными радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Библиографические ссылки

- Алексахин РМ. Дозы облучения человека и биоты в современном мире: состояние и некоторые актуальные проблемы. *Медицинская радиология и радиационная безопасность*. 2009;54(4):25–31.
- Майстренко ТА, Белых ЕС, Трапезников АВ, Зайнуллин ВГ, Вахрушева ОМ. Оценка экологического риска радиационного воздействия для природных экосистем, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. *Известия Коми научного центра УрО РАН*. 2013;3(15):41–47.

3. Панченко СВ, Блохин ПА, Кизуб ПА, Гаврилина ЕА. Подходы к оценке доз внешнего облучения различных видов биоты. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2019;59(1):75–81. DOI: 10.1134/S0869803119010077.
4. Szufa KM, Mietelski JW, Olech MA. Assessment of internal radiation exposure to Antarctic biota due to selected natural radionuclides in terrestrial and marine environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021;237:106713. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2021.106713.
5. ICRP. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species. ICRP Publication 91. *Annals of the ICRP*. 2003;33(3):74.
6. ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Annals of the ICRP*. 2007;37(2–4):339.
7. ICRP. Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. *Annals of the ICRP*. 2008;38(4–6):247.
8. ICRP. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. ICRP Publication 114. *Annals of the ICRP*. 2009;39(6):115.
9. ICRP. Protection of the Environment under Different Exposure Situations. ICRP Publication 124. *Annals of the ICRP*. 2014;43(1):62.
10. ICRP. Dose coefficients for nonhuman biota environmentally exposed to radiation. ICRP Publication 136. *Annals of the ICRP*. 2017;46(2):139.
11. ICRP. Radiation weighting for Reference Animals and Plants. ICRP Publication 148. *Annals of the ICRP*. 2021;50(2):125.
12. Brown JE, Alfonso B, Avila R, Beresford NA, Copplestone D, Hosseini A. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016;153:141–148. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2015.12.011.
13. Cujic M, Dragovic S. Assessment of dose rate to terrestrial biota in the area around coal fired power plant applying ERICA tool and RESRAD BIOTA code. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018;188:108–114. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2017.09.014.
14. Kamboj S. Nonhuman biota dose rate estimation from liquid effluent releases during normal operations of light water reactors using the LADTAP II computer code. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019;196:141–149. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2018.10.018.
15. Переволоцкий АН, Переволоцкая ТВ, Спиридонов СИ. Модель формирования доз облучения сельскохозяйственных растений: основные подходы и допущения. *Актуальные вопросы радиоэкологии*. 2018;1:33–44.
16. Переволоцкий АН, Переволоцкая ТВ, Спиридонов СИ. Концептуальные положения дозиметрической модели облучения растений биогеоценозов при хронических радиоактивных выпадениях. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2019;59(1):94–102. DOI: 10.1134/S0869803119010089.
17. Коноцля ЕФ, Кудряшов ВП, Миронов ВП. *Радияция и Чернобыль: Трансурановые элементы на территории Беларуси*. Гомель: РНИУП «Институт радиологии»; 2007. 128 с.
18. Бондарь ЮИ, Садчиков ВИ, Калинин ВН. Перенос ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{238,239+240}\text{Pu}$ из почвы в зерновые культуры в зоне отчуждения ЧАЭС. В: *Радиоэкологические и радиобиологические последствия Чернобыльской катастрофы (г. Хойники, 11–12 октября 2017 г.). Материалы Международной научно-практической конференции*. Гомель: [б. и.]; 2017. с. 10–20.
19. Ефремова НЮ. *Оценка неопределенности в измерениях*. Минск: БелГИМ; 2003. 50 с.
20. Переволоцкая ТВ, Переволоцкий АН, Гераськин СА. Дозы облучения сосновых насаждений в белорусском секторе 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС на современном этапе. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2023;63(3):300–310. DOI: 10.31857/S0869803123030116.
21. Гераськин СА, Дикарева НС, Удалова АА, Васильев ДВ, Волкова ПЮ. Последствия хронического облучения сосны обыкновенной в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС. *Экология*. 2016;1:30–43. DOI: 10.7868/S0367059716010054.
22. Гераськин СА, Кузьменков АГ, Васильев ДВ. Временная динамика питогенетических эффектов в хронически облучаемых популяциях сосны обыкновенной. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2018;58(1):74–84. DOI: 10.7868/S0869803118010083.
23. IAEA. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards: Technical Reports Series 332. Vienna: International Atomic Energy Agency. 1992. 184 p.
24. Maystrenko T, Gruzdev B, Belykh E, Rybak A. The succession of the plant community on a decontaminated radioactive meadow site. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018;192:687–697. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2017.12.013.

References

1. Alexakhin RM. *Dozy oblucheniya cheloveka i bioty v sovremennom mire: sostoyaniye i nekotoryye aktual'nyye problemy* [Exposure Doses to Humans and Biota in the Modern World: State-of-the-Art and Some Topical Problems]. *Meditinskaya radiologiya i radiatsionnaya bezopasnost'* [Medical radiology and radiation safety]. 2009;54(4):25–31. Russian.
2. Maistrenko TA, Belykh ES, Trapeznikov AV, Zainullin VG, Vakhrusheva OM. *Otsenka ekologicheskogo riska radiatsionnogo vozdeystviya dlya prirodnikh ekosistem, zagryaznenykh v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoy AES* [Assessment of ecological risk from radiation exposure for natural ecosystems contaminated due to Chernobyl accident]. *Izvestiya Komi nauchnogo centra UrO RAN*. 2013;3(15):41–47. Russian.
3. Panchenko SV, Blokhin PA, Kizub PA, Gavrilin EA. *Podkhody k otsenke doz vneshnego oblucheniya razlichnykh vidov bioty* [Approaches to Estimating the External Irradiation of Various Biota Species]. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya* [Radiation biology. Radioecology]. 2019;59(1):75–81. DOI: 10.1134/S0869803119010077. Russian.
4. Szufa KM, Mietelski JW, Olech MA. Assessment of internal radiation exposure to Antarctic biota due to selected natural radionuclides in terrestrial and marine environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021;237:106713. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2021.106713.
5. ICRP. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species. ICRP Publication 91. *Annals of the ICRP*. 2003;33(3):74.
6. ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Annals of the ICRP*. 2007;37(2–4):339.
7. ICRP. Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. *Annals of the ICRP*. 2008;38(4–6):247.
8. ICRP. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. ICRP Publication 114. *Annals of the ICRP*. 2009;39(6):115.

9. ICRP. Protection of the Environment under Different Exposure Situations. ICRP Publication 124. *Annals of the ICRP*. 2014;43(1):62.
10. ICRP. Dose coefficients for nonhuman biota environmentally exposed to radiation. ICRP Publication 136. *Annals of the ICRP*. 2017;46(2):139.
11. ICRP. Radiation weighting for Reference Animals and Plants. ICRP Publication 148. *Annals of the ICRP*. 2021;50(2):125.
12. Brown JE, Alfonso B, Avila R, Beresford NA, Copplestone D, Hosseini A. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016;153:141–148. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2015.12.011.
13. Cujic M, Dragovic S. Assessment of dose rate to terrestrial biota in the area around coal fired power plant applying ERICA tool and RESRAD BIOTA code. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018;188:108–114. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2017.09.014.
14. Kamboj S. Nonhuman biota dose rate estimation from liquid effluent releases during normal operations of light water reactors using the LADTAP II computer code. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019;196:141–149. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2018.10.018.
15. Perevolotsky AN, Perevolotskaya TV, Spiridonov SI. *Model' formirovaniya doz oblucheniya sel'skokhozyaystvennykh rasteniy: osnovnyye podkhody i dopushcheniya* [Model of formation of doses of irradiation of agricultural plants: basic approaches and assumptions]. *Aktualnye voprosy radioekologii*. 2018;1:33–44. Russian.
16. Perevolotsky AN, Perevolotskaya TV, Spiridonov SI. *Kontseptual'nyye polozeniya dozimetricheskoy modeli oblucheniya rasteniy biogeotsenozov pri khronicheskikh radioaktivnykh vypadeniyakh* [Conceptual provisions of the dosimetric model of irradiation of biogeocenosis plants in chronic radioactive fallout]. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya* [Radiation biology. Radioecology]. 2019;59(1):94–102. DOI: 10.1134/S0869803119010089. Russian.
17. Konopljia EF, Kudrjashov VP, Mironov VP. *Radiatsiya i Chernobyl': Transuranovyie elementy na territorii Belarusi* [Radiation and Chernobyl: Transuranic elements on the territory of Belarus]. Gomel: RNIUP «Institute of Radiology»; 2007. 128 p. Russian.
18. Bondar YI, Sadchikov VI, Kalinin VN. *Perenos ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am i ^{238,239+240}Pu iz pochvy v zernovyye kul'tury v zone otchuzhdeniya CHAES* [The transfer of ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am and ^{238,239+240}Pu from soil to crops in the Chernobyl exclusion zone]. In: *Radioekologicheskie i radiobiologicheskie posledstviya Chernobyl'skoj katastrofy (g. Khojniki, 2017 oktyabr 11–12). Materialy Mezhdunarodnoj nauchno-prakticheskoy konferencii*. Gomel: [publisher unknown]; 2017. p. 10–20. Russian.
19. Efremova NJu. *Otsenka neopredelennosti v izmereniyakh* [Ocenka neopredelennosti v izmereniyakh]. Minsk: BelGIM; 2003. 50 p. Russian.
20. Perevolotskaya TV, Perevolotsky AN, Geraskin SA. *Dozy oblucheniya sosnovykh nasazhdeniy v belorusskom sektore 30-kilometrovoy zony vokrug Chernobyl'skoy AES na sovremennom etape* [Radiation Doses of Pine Stands in the Belarusian Sector of the 30-Kilometer Zone Around the Chernobyl Nuclear Power Plant at the Present Stage]. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya* [Radiation biology. Radioecology]. 2023;63(3):300–310. DOI: 10.31857/S0869803123030116. Russian.
21. Geras'kin SA, Dikareva NS, Udalova AA, Vasil'ev DV, Volkova PJu. *Posledstviya khronicheskogo oblucheniya sosny obyknovennoy v otдалennyi period posle avarii na Chernobyl'skoy AES* [Consequences of chronic irradiation of Scots pine in the long-term period after the Chernobyl accident]. *Ecology*. 2016;1:30–43. DOI: 10.7868/S0367059716010054. Russian.
22. Geras'kin SA, Kuzmenkov AG, Vasiliev DV. *Vremennaya dinamika tsitogeneticheskikh effektorov v khronicheski obluchayemykh populyatsiyakh sosny obyknovennoy* [Time Dynamics of Cytogenetic Effects in Chronically Exposed Scots Pine]. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya* [Radiation biology. Radioecology]. 2018;58(1):74–84. DOI: 10.7868/S0869803118010083. Russian.
23. IAEA. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards: Technical Reports Series 332. Vienna: International Atomic Energy Agency. 1992. 184 p.
24. Maystrenko T, Gruzdev B, Belykh E, Rybak A. The succession of the plant community on a decontaminated radioactive meadow site. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018;192:687–697. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2017.12.013.

Статья поступила в редколлегию 20.11.2023.
Received by editorial board 20.11.2023.

УДК 595.142.3:539.16.047+575.826

ОЦЕНКА ГЕНОТОКСИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ РЕНТГЕНОВСКОГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ДОЖДЕВЫХ ЧЕРВЕЙ *LUMBRICUS TERRESTRIS*, ОБИТАЮЩИХ В ПОЧВАХ ПОЛЕССКОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

Е. М. КАДУКОВА¹⁾, Н. Н. ВЕЯЛКИНА¹⁾, С. В. ГОНЧАРОВ¹⁾, И. А. ЧЕШИК¹⁾

¹⁾Институт радиобиологии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Федюнинского 4, 246007, г. Гомель, Беларусь

К видам референтных животных для оценки последствий радиационного воздействия на биоту относятся дождевые черви. В работе объектом изучения являлись дождевые черви вида *Lumbricus terrestris*, относящиеся к почвенной группе и обитающие в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике (ПГРЭЗ) в условиях хронического действия радиационного фактора. Цель исследования: оценить уровень повреждения генетического аппарата, частоту микроядер и двуядерных клеток, а также спонтанный уровень и скорость репарации индуцированных повреждений ДНК после воздействия острого рентгеновского излучения в дозе 4 Гр в целомощитах у дождевых червей из популяций, населяющих почвы территорий с техногенно повышенным содержанием радионуклидов. Рассчитанные значения мощности поглощенной дозы от ¹³⁷Cs для *L. terrestris*, обитающих в почве на исследуемых площадках в ПГРЭЗ через 35 лет после аварии на ЧАЭС, практически во всех случаях превышают значение наиболее консервативного из существующих безопасного уровня радиационного воздействия на биоту – 10 мкГр/ч, но не достигают допустимого уровня радиационного воздействия в 10 мГр/сут, установленного для дождевых червей в 108 Публикации МКРЗ. Установлено, что спонтанный уровень повреждения ДНК (% ДНК_{хвост}) у *L. terrestris*, обитающих на участках с разным уровнем радиоактивного загрязнения по ¹³⁷Cs, не отличались и составляли 12,04 ± 1,32 (контрольный участок) и 14,36 ± 2,52 (ПГРЭЗ) соответственно. Воздействие острого рентгеновского излучения в дозе 4 Гр привело через 48 ч к увеличению количества двуядерных клеток в популяциях целомощитов, которое было существенно выше у дождевых червей, обитающих в почве участков с повышенным уровнем загрязнения радионуклидами. Уровень повреждений ДНК у дождевых червей, обитающих в почвах территорий с повышенным радиационным фоном, через 24 ч после воздействия острого рентгеновского облучения в дозе 4 Гр снизился на 12,98 % по сравнению с соответствующим значением через 0,1 ч, а у дождевых червей группы сравнения (Гомельский р-н) – только на 5,88 % по сравнению с соответствующим значением. Адаптивный ответ у особей из популяции *L. terrestris*, длительное время обитающих в почвах территорий ПГРЭЗ, загрязненных радионуклидами после аварии на ЧАЭС, проявился в виде повышенной скорости репарации ДНК и увеличении клеточной пролиферации после острого рентгеновского облучения в дозе 4 Гр.

Ключевые слова: дождевые черви; целомощиты; мощность дозы; метод ДНК-комет; микроядра; двуядерные клетки; радиоадаптация.

Благодарность. Исследование проведено в рамках выполнения НИР 6 «Анализ процессов адаптации в популяциях животных разных систематических групп к хроническому действию повышенного уровня ионизирующих излучений» задания 3.07.1 подпрограммы 3 «Междисциплинарные исследования и новые зарождающиеся технологии» Государственной программы научных исследований «Конвергенция 2025» на 2021–2025 годы (№ 20210298).

Образец цитирования:

Кадукова ЕМ, Вейалкина НН, Гончаров СВ, Чешик ИА. Оценка генотоксического действия рентгеновского излучения на дождевых червей *Lumbricus terrestris*, обитающих в почвах Полесского радиационно-экологического заповедника. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;4:41–52.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-41-52>

For citation:

Kadukova AM, Veyalkina NN, Goncharov SV, Cheshik IA. Assessment of the genotoxic effect of X-ray radiation on earthworms *Lumbricus terrestris* living in soils of Polesie radiation-ecological reserve. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:41–52. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-41-52>

Авторы:

Елена Михайловна Кадукова – старший научный сотрудник лаборатории устойчивости биологических систем.
Наталья Николаевна Вейалкина – кандидат биологических наук; ведущий научный сотрудник лаборатории устойчивости биологических систем.
Сергей Васильевич Гончаров – научный сотрудник лаборатории устойчивости биологических систем.
Игорь Анатольевич Чешик – кандидат медицинских наук, доцент; директор.

Authors:

Alena M. Kadukova, senior researcher at the laboratory of stability of biological systems.
helena.kad@mail.ru
Nataliya N. Veyalkina, PhD (biology); leading researcher at the laboratory of stability of biological systems.
veyalkina@mail.ru
Sergey V. Goncharov, researcher of the laboratory at stability of biological systems.
combinexpo@gmail.com
Ihor A. Cheshik, PhD (medicine), docent; director.
igor.cheshik@gmail.com

ASSESSMENT OF THE GENOTOXIC EFFECT OF X-RAY RADIATION ON EARTHWORMS LUMBRICUS TERRESTRIS LIVING IN SOILS OF POLESIE RADIATION-ECOLOGICAL RESERVE

A. M. KADUKOVA^a, N. N. VEYALKINA^a, S. V. GONCHAROV^a, I. A. CHESHIK^a

^a*Institute of Radiobiology of the National Academy of Sciences of Belarus,
4 Fedzyuninskaga Street, Gomel 246007, Belarus
Corresponding author: A. M. Kadukova (helena.kad@mail.ru)*

Earthworms are reference animal species for assessing the effects of radiation exposure on biota. The object of the study was earthworms of the species *Lumbricus terrestris*, it belongs to the soil group and live in the Polesie State Radiation-Ecological Reserve (PSRER) under conditions of chronic exposure to the radiation factor. The purpose of the work is to assess the level of damage to the genetic apparatus: the frequency of micronuclei and binucleate cells, as well as the spontaneous level and rate of repair of induced DNA damage after exposure to acute X-ray radiation at a dose of 4 Gy in coelomocytes of earthworms from populations inhabiting soils of areas with technogenically increased content of radionuclides. The calculated values of the absorbed dose rate from ¹³⁷Cs for earthworms of the species *L. terrestris* living in the soil at the study sites in the PSRER 35 years after the Chernobyl accident, in almost all cases exceed the value of the most conservative existing safe level of radiation exposure on biota - 10 µGy/h, but do not reach the permissible radiation exposure level of 10 mGy/day established for earthworms in ICRP Publications 108. It was established that the spontaneous level of DNA damage (% DNA tail) in *L. terrestris* earthworms living in areas with different levels of radioactive contamination by ¹³⁷Cs did not differ and amounted to 12.04 ± 1.32 (control area) and 14.36 ± 2.52 (PSRER), respectively. Exposure to acute X-ray radiation at a dose of 4 Gy led after 48 hours to an increase in the number of binucleate cells in coelomocyte populations; it was significantly higher in earthworms living in the soil of areas with increased levels of radionuclide contamination. The level of DNA damage in earthworms living in soils of areas with increased background radiation, 24 hours after exposure to acute X-ray irradiation at a dose of 4 Gy, decreased by 12.98 % compared to the corresponding value after 0. hour, and in earthworms of the group comparison (Gomel region) – only by 5.88 % compared to the corresponding value. The adaptive response in earthworms of the species *L. terrestris* have inhabited for a long time in the soils of the PSRER territories, manifested itself in the form of an increased rate of DNA repair and an increase in cell proliferation after acute X-ray irradiation at a dose of 4 Gy.

Keywords: earthworms; coelomocytes; dose rate; DNA-comet assay; micronuclei; binucleate cells; radio adaptation.

Acknowledgments. The study was carried out as part of research work 6 «Analysis of adaptation processes in animal populations of different systematic groups to the chronic effects of increased levels of ionizing radiation» of task 3.07.1 of subprogram 3 «Interdisciplinary research and new emerging technologies» of the State Scientific Research Program «Convergence 2025» for 2021–2025 (No. 20210298).

Введение

Поступление радионуклидов в окружающую среду вследствие техногенной деятельности человека – это эволюционно новый фактор, создающий риск дополнительного радиационного воздействия на живые организмы и среду их обитания.

На современном этапе признано и закреплено в ряде документов международных организаций (МАГАТЭ, НКДАР, ООН, МКРЗ, ВОЗ и др.), что радиационная безопасность человека и других живых организмов в среде их обитания должна базироваться на единых принципах [1]. Однако к настоящему времени основы радиационной защиты биоты разработаны в меньшей мере как при определении конкретных задач радиационной защиты организмов, так и при разработке критериев нормирования радиационного действия на биоту [2]. В этих условиях общепринятыми являются некоторые принципы МКРЗ, сформулированные в отношении обеспечения радиационной защиты живых организмов:

- при оценке воздействия повышенного радиационного фактора на биоту целесообразным является использование популяционного подхода, основанного на концепции референтных организмов в качестве индикаторов радиационного воздействия на окружающую среду;

- определяющее значение при этом имеют такие критерии оценки, как снижение продолжительности жизни, повышенная заболеваемость, угнетение репродуктивной функции, частота цитогенетических и наследуемых генетических эффектов [3];

- конечной целью радиационной защиты биоты является предотвращение или снижение частоты эффектов, ведущих к сокращению времени жизни либо снижению репродуктивного потенциала у биологических видов до уровня, при котором обеспечивается сохранение популяции.

Эффекты хронического воздействия малых доз ионизирующей радиации на живые организмы до настоящего времени являются предметом многих исследований, а их результаты обобщены в ряде научных

публикаций и обзоров [4; 5]. Однако остаются разногласия относительно эффектов воздействия радиации на дикую природу. Сообщается как о значительном сокращении численности беспозвоночных на исследуемых участках в зоне отчуждения ЧАЭС по сравнению с участками с естественным фоновым облучением [6], выявлении у беспозвоночных значительных физиологических и генетических повреждений после аварии на АЭС «Фукусима-1» [7], так и об отсутствии выявляемых от воздействия радиации эффектов [8; 9].

В работе [10] сформулирован ряд актуальных вопросов, на решении которых сосредоточены усилия научного сообщества при исследовании действия хронического облучения на представителей флоры и фауны в естественной среде их обитания, при этом признается, что данных, позволяющих выявить молекулярно-клеточные механизмы адаптации организмов к воздействию радиационного фактора, недостаточно [11–13].

В список референтных видов наземных экосистем для оценки последствий радиационного воздействия на биоту включены дождевые черви [14; 15]. В процессе жизнедеятельности они находятся в состоянии непрерывного обмена со средой обитания, контактируя с почвой через внешние покровы тела и заглатывая грунт, играют большую роль в поддержании структуры и плодородия почв [16; 17].

В качестве молекулярных маркеров ранних эффектов от воздействия ионизирующего излучения у дождевых червей применяют кометный анализ радиационно-индуцированных повреждений ДНК в клетках [18; 19], а также микроядерный тест.

Цель исследования: оценить уровень повреждения генетического аппарата, а также спонтанный уровень и скорость репарации индуцированных повреждений ДНК после воздействия острого рентгеновского излучения в дозе 4 Гр в целомочитах у дождевых червей вида *Lumbricus terrestris* из популяций, населяющих почвы территорий с техногенно повышенным содержанием радионуклидов.

Материалы и методы исследования

Сбор экспериментального материала проводился в 2021 г. в весенний период на выбранных участках: в Гомельском р-не (контроль) и в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике (ПГРЭЗ), где сохраняется повышенный уровень активности техногенных радионуклидов после аварии на Чернобыльской атомной электростанции. Участки сбора представляли собой площадки 1×1 м, находились в сходных климатических условиях и характеризовались почвами подзолистого типа с разнотравно-злаковой растительностью. Каждую площадку обрабатывали 10 л 4 %-ного раствора формалина и собирали червей с поверхности почвы вручную, затем пересаживали в контейнеры с почвой и транспортировали в лабораторию [20; 21].

Для оценки радиационной обстановки на выбранных участках дозиметром-радиометром *МКС-АТ6130* («АТОМТЕХ», Беларусь) измеряли мощность амбиентного эквивалента дозы γ -излучения в воздухе на высоте 1 м от поверхности почвы.

Отбор проб почв проводился на выбранных участках «методом конверта» с глубины 0–20 см с разделением по 5-сантиметровым горизонтальным слоям в соответствии с действующими техническими нормативными правовыми актами, регламентирующими их порядок.

В лабораторных условиях принадлежность дождевых червей к виду *L. terrestris* определяли с использованием стереомикроскопа по методическому руководству [22].

Удельная активность ^{137}Cs определялась в образцах почв по методике МВИ.МН 1823-2007 в лаборатории моделирования и минимизации антропогенных рисков Института радиобиологии НАН Беларуси на гамма-спектрометрическом комплексе *Canberra* с полупроводниковым детектором из высокочистого германия с расширенным диапазоном GC2018. Неопределенность измерений составляла не более 10 %.

Расчет доз облучения. На основании полученных данных о вертикальном распределении ^{137}Cs в отобранных образцах почв с опытных площадок в лаборатории радиоэкологии Института радиобиологии НАН Беларуси были рассчитаны дозовые коэффициенты для оценки мощности дозы внешнего облучения животных. Дозовые коэффициенты имеют размерность (мГр/сут)/(кБк/м²) и позволяют оценить мощность поглощенной дозы в теле дождевого червя от ^{137}Cs , сосредоточенного в почве, с учетом особенностей вертикального распределения загрязнения на участке сбора. Опубликованные до настоящего времени дозовые коэффициенты рассчитывались исходя из предположения о сосредоточении радионуклидов на поверхности почвы, либо их равномерном распределении в слое почвы заданной толщины [23], что не в полной мере отражает реальную ситуацию, сложившуюся на территории ПГРЭЗ после аварии на Чернобыльской АЭС.

Расчет поглощенной энергии ионизирующих излучений в теле дождевого червя производился методом Монте-Карло, который заключается в имитационном моделировании поведения частиц и квантов, образующихся при радиоактивном распаде ^{137}Cs , и их взаимодействии с веществом окружающей среды и тела животного. Имитационное моделирование транспорта частиц и квантов в сложном пространстве с учетом

потери энергии в почве и теле животных осуществлялось с использованием интегрированного программного пакета FLUKA версии 2011.2c.6 от 05.06.2017 г. При расчетах был использован режим транспорта фотонов с детализацией взаимодействий с веществом. Имитировались следующие типы взаимодействий:

- когерентное и некогерентное рассеяние;
- фотоэлектрическое поглощение;
- возникновение фотонов в фотоэффектах;
- тормозное излучение электронов в толстых мишенях.

При моделировании использовались параметры, характеризующие валовое содержание химических элементов в теле дождевого червя, минеральных горизонтах почвы и подстилки на ее поверхности. Расчет проводился отдельно для каждого из 5-сантиметровых слоев почвы и для трех возможных случаев геометрических отношений дождевого червя и почвы: рассматривались случаи нахождения дождевого червя:

- 1) в почве на глубине 10 см;
- 2) под мертвым органическим веществом на поверхности минеральной части почвы;

3) на поверхности органической части почвы (на мертвом органическом веществе). В расчет принимались только объекты в радиусе до 5 м от дождевого червя. При моделировании использовались методические подходы, описанные в [24–26]. Рассчитанные дозовые коэффициенты приведены в табл. 1.

Таблица 1

Дозовые коэффициенты для оценки мощности дозы внешнего облучения животных

Table 1

Dose coefficients for estimating the dose rate of external irradiation of animals

Слой почвы (l), см	Геометрическое отношение дождевого червя и почвы		
	1)	2)	3)
	Дозовые коэффициенты, (мГр/сут)/(кБк/м ²)		
0–5	2,19E+03	2,29E-04	1,99E-04
5–10	1,14E-04	2,96E-05	2,55E-05
10–15	1,82E-04	1,44E-05	1,24E-05
15–20	2,27E-05	5,91E-06	3,38E-06

Оценка мощности поглощенной дозы облучения животных от ¹³⁷Cs, сосредоточенного в почве (D_e), производилась с использованием следующего уравнения:

$$D_e = \sum_{l=1}^4 F_l^{rel} \cdot A_s, \quad (1)$$

где l – номер 5-сантиметрового слоя почвы; F_l^{rel} – дозовый коэффициент для слоя почвы l и геометрическое отношение дождевого червя и почвы; rel , A_s – плотность загрязнения слоя почвы l (кБк/м²).

Все расчеты проводились для плотности загрязнения почвы ¹³⁷Cs равной 1 кБк/м² с последующим пересчетом на основании полученных данных об удельной активности ¹³⁷Cs в горизонтах почвы, а также данных о распределении ¹³⁷Cs по горизонту почвы 0–20 см.

Половозрелых особей *L. terrestris*, собранных на участках в Гомельском р-не и на территории ПГРЭЗ, делили случайным образом на следующие группы: 1) Гомельский р-н; 2) Гомельский р-н (облучение 4 Гр); 3) ПГРЭЗ; 4) ПГРЭЗ (облучение 4 Гр). Каждая группа состояла из 10–12 особей.

Группы 1 и 3 являлись контрольными и использовались для определения фонового уровня цитогенетических повреждений. Особи групп 2 и 4 подвергались острому однократному облучению в дозе 4 Гр при помощи рентгеновской установки биологического назначения *X-Rad 320 (PRECISION X-RAY, США)*, мощность дозы 0,98 сГр/мин.

Анализ уровня повреждений и репарации ДНК. Подготовка суспензии клеток. Целомициты выделялись неинвазивным методом, по методике, описанной в [27; 28]. После процедуры экстракции и центрифугирования клеточные суспензии хранили на льду.

Анализ повреждений ДНК в целомицитах методом ДНК-комет. Уровень спонтанных повреждений ДНК в клетках дождевых червей *L. terrestris* оценивали с помощью щелочной версии метода ДНК-комет [29].

Скорость репарации индуцированных повреждений ДНК оценивали после облучения особей дождевых червей в дозе 4 Гр. Целомициты для оценки % ДНК в «хвосте» выделяли непосредственно после облучения, через 1 ч и через 24 ч после острого рентгеновского облучения в дозе 4 Гр.

Изображения комет анализировали на флуоресцентном микроскопе, оснащенный цифровой фотокамерой. Целостность структуры ДНК оценивали по показателю процентного содержания ДНК в «хвосте» с помощью программы *CometScorePro* (TriTekCorp, США) в полуавтоматическом режиме. Анализировали по 100 клеток на каждом препарате.

Анализ цитогенетических повреждений и нарушения пролиферации в целомочитах. Количество целомочитов с микроядрами и количество двуядерных клеток оценивалось в фиксированных и окрашенных по методу Романовского – Гимзы препаратах целомочитов на микроскопе Люмам (увеличение $\times 1350$). Для этого целомочиты выделялись, как описано выше, у половозрелых интактных особей, собранных на участках в Гомельском р-не, и у особей с участков, расположенных на территории ПГРЭЗ, а также через 48 ч у особей обеих исследуемых групп, подвергнутых воздействию острого рентгеновского облучения в дозе 4 Гр.

При проведении микроскопического исследования целомочитов микроядрами считали округлые или овальные хроматиновые тела с гладким непрерывным краем, которые лежали отдельно от ядра, имели окрашивание, аналогичное основному ядру, находились в одной плоскости с ядром и при этом не преломляли свет [30].

При проведении микроядерного теста вычисляли частоты встречаемости клеток с каждым типом нарушений – как отношение числа клеток с исследуемой аберрацией к общему числу проанализированных клеток (в %).

Статистический анализ результатов осуществляли с использованием пакета статистических программ *Statistica 7.0*. Полученные данные представлены в таблицах при нормальном распределении в виде среднего арифметического и стандартного отклонения ($M \pm SD$), при ассиметричном – в виде медианы и интерквартильного размаха (Me [25 % квартиль; 75 % квартиль]), а также в виде минимального и максимального значений (min; max). Межгрупповые различия оценивали в U-тесте Манна–Уитни или по t-критерию Стьюдента. Нулевую статистическую гипотезу об отсутствии различий отвергали при $p < 0,05$.

Результаты исследования и их обсуждение

Дождевых червей по месту обитания в почве делят на несколько морфо-экологических групп, в частности на подстильных, почвенно-подстильных и норных, или почвенных [31].

В исследованиях по оценке состояния популяций дождевых червей, обитающих на территориях с повышенным радиационным фоном, в основном анализировали виды, которые относятся к группам подстильных и почвенно-подстильных, которые составляют большинство среди видов земляных червей, в том числе и в Беларуси [32].

Так, в опубликованных результатах масштабного исследования популяций дождевых червей, обитающих в зоне отчуждения ЧАЭС и в пределах 100-километровой территории вокруг АЭС «Фукусима-1», проведенного в 2014–2016 гг., сообщалось о 6 видах дождевых червей подстильных и почвенно-подстильных групп, широко распространенных на участках с разным уровнем радиоактивного загрязнения. Причем не было установлено различий в значениях удельной массовой активности ^{137}Cs между образцами подстильных и почвенно-подстильных видов дождевых червей [33].

Данных о популяциях дождевых червей, относящихся к почвенной группе и длительное время обитающих на территориях зоны отчуждения ЧАЭС, недостаточно. Следует также подчеркнуть, что вид *L. terrestris*, относящийся к почвенной группе, наиболее широко распространен в почвах антропогенных биогеоценозов, его численность в биогеоценозах зоны отчуждения ЧАЭС не так высока, а методика сбора имеет свои отличия.

Мощность амбиентного эквивалента дозы (МАЭД) γ -излучения в воздухе на высоте 1 м от земли на площадках обитания дождевых червей на территории ПГРЭЗ в момент сбора варьировала от 0,98 до 1,20 мкЗв/ч, а на площадках в Гомельском р-не (контроль) – от 0,08 до 0,12 мкЗв/ч соответственно (табл. 2).

Таблица 2

Мощность дозы облучения от ^{137}Cs для дождевых червей *L. terrestris*
из популяций, обитающих на исследуемых территориях

Table 2

Dose rate of ^{137}Cs for *L. terrestris* earthworms from populations living in the study areas

Участок	МАЭД γ -излучения, мкЗв/ч, высота 1,0 м	Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs , кБк/м ²	Мощность дозы облучения от ^{137}Cs (мкГр/ч) для дождевых червей при нахождении:	
			на почве, $X_{\min}$ – $X_{\max}$	под почвой $h = 0,1$ м, $X_{\min}$ – $X_{\max}$
Гомельский р-н	0,08–0,12	31,7	0,19–0,23	0,21–0,27
ПГРЭЗ	0,98–1,20	438,2	8,42–23,67	9,67–27,25

При оценке величины мощности дозы облучения у организмов биоты учитывают внутреннее облучение от радионуклидов, накопленных организмом, и внешнее облучение от среды обитания. Причем, если для большинства референтных организмов преобладающим является вклад внутреннего облучения, то для дождевых червей, обитающих на загрязненных после аварии на ЧАЭС территориях, где ^{137}Cs как доминирующий компонент амбиентной дозы до настоящего времени вносит существенный вклад в общую мощность поглощенной дозы у кольчатых червей – вклад внешнего облучения от почвы, которое, по данным разных авторов, составляет 85–92 % от общей дозы облучения [34; 35].

Рассчитанная мощность поглощенной дозы от ^{137}Cs для дождевых червей, обитающих на опытных площадках на территории ППРЭЗ, составила от 8,42 до 23,67 мкГр/ч при нахождении особей на почве и от 9,67 до 27,25 мкГр/ч – при нахождении в почве на глубине 10 см. Для дождевых червей, собранных на площадках в Гомельском р-не (контроль), рассчитанная мощность поглощенной дозы от ^{137}Cs составила 0,19–0,23 мкГр/ч при нахождении особей на поверхности почвы и 0,21–0,27 мкГр/ч – при нахождении их в почве на глубине 10 см (см. табл. 1). Следует отметить, что особи исследованного вида большую часть времени жизни проводят в почве.

Вклад в мощность поглощенной дозы, накопленной представителями дождевых червей, обитающих на территории ППРЭЗ, будут вносить и такие радионуклиды, как ^{241}Am , ^{238}Pu и ^{239}Pu . Так, по расчетам, приведенным в [34], вклад этих изотопов в дозу внутреннего облучения у представителей семейства *Lumbricidae* может достигать до 40 % с учетом весового коэффициента для α -излучателей, в связи с чем при наших расчетах общая мощность поглощенной дозы может быть несколько занижена, однако с учетом значительного преобладания вклада внешнего облучения от почвы различия в оценке мощности поглощенной дозы не будут существенными.

При оценке поглощенной дозы у почвенной группы червей следует учитывать, что ассимиляция ^{137}Cs в их организм от поглощаемой почвы будет несколько ниже из-за его связывания глинистыми минералами почвы [36].

В настоящее время не существует однозначно утвержденных безопасных уровней радиационного воздействия для биоты. Основываясь на экспертном анализе литературных данных, С. В. Фесенко и соавт. [37] предложили для почвенных беспозвоночных, обитающих на территориях, прилегающих к Чернобыльской АЭС, безопасный уровень воздействия, который составляет 0,9 Гр/год (102,7 мкГр/ч). В рекомендациях МАГАТЭ и НКДАР ООН [38; 39] к дозам, которые приняты в качестве относительно безопасных для животных и растений, относятся 40 мкГр/ч и 400 мкГр/ч соответственно.

Более развернутые данные, включающие контрольные уровни для ограничения радиационного воздействия на референтные организмы, представлены в 108 Публикации МКРЗ [40]. Так, к числу наиболее радиочувствительных референтных организмов были отнесены следующие позвоночные: утка, олень, крыса и амфибии (лягушки), диапазон дозовых пределов для которых составил 4–40 мкГр/ч. К наиболее радиостойчивым – беспозвоночные: пчела, дождевой червь и краб (400–4000 мкГр/ч).

В то же время величина безопасного порога облучения биоты, оцененная методом анализа «распределения чувствительности видов» и применяемая в базе ERICA, составляет 10 мкГр/ч [12].

Таким образом, рассчитанные значения мощности поглощенной дозы от ^{137}Cs для дождевых червей вида *L. terrestris*, обитающих в почве на исследуемых площадках в ППРЭЗ через 35 лет после аварии на ЧАЭС, практически во всех случаях превышают значение наиболее консервативного из существующих безопасного уровня радиационного воздействия на биоту – 10 мкГр/ч, но не достигают допустимого уровня радиационного воздействия в 10 мГр/сут, установленного для дождевых червей в 108 Публикации МКРЗ [40].

Несмотря на то, что у дождевых червей, населяющих территории, загрязненные радионуклидами после аварий на ЧАЭС и АЭС «Фукусима-1», в период острого радиационного воздействия регистрировались высокие значения удельной массовой активности радионуклидов [41; 42], взрослые дождевые черви являются одними из самых радиорезистентных многоклеточных животных: для них $\text{LD}_{50/30}$ составляет 650–680 Гр [43]. Однако у ювенильных стадий разных видов дождевых червей величина $\text{LD}_{50/30}$ сравнима с $\text{LD}_{50/30}$ для мышей [44].

Так, в первые месяцы после аварии на ЧАЭС в радиусе 2–7 км от площадки станции погибло до 90 % почвенной биоты, в том числе дождевых червей, большая часть из которых пришла на гибель яичных кладок [45], а численность молодых червей была в 4 раза ниже, чем на контрольных участках [46].

Сообщалось, что численность мезофауны восстановилась через 2,5 года, однако видовое разнообразие при этом даже через 10 лет после аварии на ЧАЭС составляло 80 % от контроля [47].

Поскольку наиболее радиочувствительными являются более ранние стадии развития дождевых червей, то значительная часть полученных данных касалась влияния ионизирующего излучения на процесс размножения, в частности было показано, что снижается репродуктивная способность, уменьшается размер популяции, происходят изменения в распределении стадий жизненного цикла [48; 49].

В нашем исследовании изучена частота свободных клеток целомической жидкости – целомоцитов с цитогенетическими нарушениями и нарушениями пролиферации у половозрелых особей дождевых червей, обитающих длительное время на участках с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения (спонтанный уровень), и после воздействия рентгеновского излучения в дозе 4 Гр. Результаты исследования кариологических показателей целомоцитов приведены в табл. 3.

Таблица 3

Частота целомоцитов с цитогенетическими нарушениями и нарушениями пролиферации у дождевых червей *L. terrestris* из популяций, обитающих на исследуемых территориях

Table 3

Frequency of coelomocytes with cytogenetic and proliferation disorders in *L. terrestris* earthworms from populations living in the study areas

Участок, воздействие	Цитогенетический показатель	p	Показатель нарушения пролиферации	p
	частота клеток с микроядрами (‰)		частота клеток с двумя ядрами (‰)	
1. Гомельский р-н (контроль)	0,8 [0; 2]	–	0,8 [0; 2]	–
2. ПГРЭЗ	1,8 [1; 3]	$p < 0,1$ (1–2)	2,0 [1; 4]	$p < 0,1$ (1–2)
3. Гомельский р-н (контроль), облучение 4 Гр	1,6 [0; 4]	$p < 0,1$ (1–3)	3,0 [2; 4]*	$p < 0,014$ (1–3)
4. ПГРЭЗ, облучение 4 Гр	2,4 [0; 5]	$p < 0,4$ (2–4) $p < 0,4$ (3–4)	9,0 [7; 10]*	$p < 0,005$ (2–4) $p < 0,005$ (3–4)

Примечание. *Различия достоверны между указанными группами при $p < 0,05$.

Средняя частота целомоцитов с микроядрами у дождевых червей, собранных на участках в Гомельском р-не (контроль) составила 0,8 ‰, а у дождевых червей с участков, расположенных на территории ПГРЭЗ – 1,8 ‰, при этом не было выявлено достоверных различий между значениями в сравниваемых группах по U-критерию Манна – Уитни. Через 48 ч после облучения дождевых червей в дозе 4 Гр средняя частота целомоцитов с микроядрами увеличилась у особей обеих сравниваемых групп: так, у дождевых червей, собранных на участках в Гомельском р-не, она составила 1,6 ‰ и была в 2 раза выше по сравнению с соответствующим значением до облучения, а у дождевых червей с участков, расположенных на территории ПГРЭЗ, – 2,4 ‰. Превышение составило только 33 % по сравнению со значением в соответствующей группе до облучения, однако при этом не было выявлено достоверных различий по частоте встречаемости целомоцитов с микроядрами между сравниваемыми группами по U-критерию Манна – Уитни (см. табл. 3).

В норме среди свободных клеток целома дождевых червей присутствует небольшой процент двуядерных клеток: средняя частота встречаемости двуядерных целомоцитов у дождевых червей, собранных на участках в Гомельском р-не, составила 0,8 ‰ и 2,0 ‰ у дождевых червей, собранных на участках в ПГРЭЗ, при этом не было выявлено достоверных различий между значениями в сравниваемых группах по U-критерию Манна – Уитни.

Через 48 ч после воздействия рентгеновского облучения в дозе 4 Гр на дождевых червей количество двуядерных клеток в группе аннелид, собранных на участках в Гомельском р-не, составило в среднем 3,0 ‰, а у особей с участков, расположенных в ПГРЭЗ – 9,0 ‰. Таким образом, количество двуядерных клеток возросло в исследуемых группах в 3,75 и 4,5 раза соответственно по сравнению со значениями в группах без дополнительного облучения, при этом были выявлены достоверные различия по частоте встречаемости двуядерных целомоцитов между сравниваемыми группами по U-критерию Манна – Уитни (см. табл. 3).

Биологическое значение увеличения частоты двуядерных клеток в ответ на действие повреждающих веществ состоит в том, что они образуются в процессе увеличения клеточной пролиферации, направленной на образование новых клеток, замещающих поврежденные или погибшие. Таким способом осуществляется клеточная восстановительная регенерация. Следовательно, повышение частоты двуядерных клеток можно рассматривать как проявление адаптации, более выраженное у особей, собранных на участках в ПГРЭЗ [50].

При определении частоты повреждений ДНК, визуализированных в виде % ДНК_{хвост}, было установлено, что средние значения спонтанных уровней повреждения ДНК у особей *L. terrestris*, собранных на участках в Гомельском р-не и в ПГРЭЗ, не отличались при заданном уровне значимости и составляли $12,04 \pm 1,32$ % и $14,36 \pm 2,52$ % соответственно (табл. 4).

Таблица 4

Показатели повреждения ДНК (% ДНК_{хвост}) в целомоцитах
у дождевых червей *L. terrestris* из популяций, обитающих на исследуемых территориях

Table 4

Indicators of DNA damage (% DNA in tail) in coelomocytes
in *L. terrestris* earthworms from populations living in the study areas

Участок	спонтанный уровень	% ДНК _{хвост}		
		облучение 4 Гр		
		время после воздействия, ч		
		0,1	1,0	24
Гомельский р-н (контроль)	$12,04 \pm 1,32$	$27,34 \pm 2,31^*$	$26,08 \pm 2,92^*$	$21,46 \pm 3,31^*$
ПГРЭЗ	$14,36 \pm 2,52$	$33,12 \pm 2,94^*$	$34,02 \pm 3,73^*$	$20,14 \pm 3,26$

Примечание. *Различия достоверны по сравнению с значением спонтанного уровня при $p < 0,05$.

Значение показателя % ДНК_{хвост} возрастало после облучения в дозе 4 Гр у особей, обитающих на исследуемых участках, во все сроки наблюдения, однако статистически значимых различий между значениями в группах «Контроль» и «ПГРЭЗ» не наблюдалось. При этом следует отметить, что в результате репарации повреждений ДНК в группе «ПГРЭЗ» через 24 ч после воздействия острого облучения значение показателя % ДНК_{хвост} снизилось на 12,98 %, а в группе «Контроль» на 5,88 % по сравнению с соответствующим значением – через 0,1 ч. Через 24 ч после облучения в клетках дождевых червей, обитающих на участках в ПГРЭЗ, среднее значение % ДНК_{хвост} не различалось с заданным уровнем значимости с соответствующим значением спонтанного уровня, а в клетках животных, обитающих на участках в Гомельском р-не, было достоверно повышено по сравнению со значением спонтанного уровня (см. табл. 4).

О явлении радиоадаптации – увеличении радиоустойчивости особей, входящих в хронически облучаемые популяции, к дополнительному облучению в высоких дозах сообщается в ряде работ. Так, выявлена радиоадаптация в популяциях грызуна обыкновенной слепушонки (*Ellobius talpinus*), которые длительное время обитают в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа, о чем свидетельствуют выявляемые у них признаки гормезиса по показателям системы гемопоеза и наличие достоверного адаптивного ответа у зверьков из импактной выборки при отсутствии его у животных с контрольного участка [51].

Острое γ -облучение в дозе 4 Гр позволило выявить адаптивный ответ у особей дождевых червей вида *A. caliginosa* с участка, загрязненного тяжелыми естественными радионуклидами (Республика Коми), который проявлялся в виде повышенной скорости репарации ДНК после радиационного воздействия [52].

Заключение

При исследовании генетического гомеостаза в популяциях *L. terrestris*, длительное время обитающих на территориях ПГРЭЗ в условиях хронического воздействия радиоактивного загрязнения, установлено, что спонтанный уровень повреждения ДНК (% ДНК_{хвост}) у них соответствовал уровню повреждения ДНК особей, собранных на контрольных участках (Гомельский р-н).

Воздействие острого рентгеновского излучения в дозе 4 Гр привело через 48 ч к увеличению количества двуядерных клеток в популяциях целомоцитов, которое было существенно выше у дождевых червей, обитающих в почве участков с повышенным уровнем загрязнения, что может отражать их более высокий адаптационный потенциал.

Уровень повреждений ДНК у дождевых червей, обитающих в почвах территорий с повышенным радиационным фоном, через 24 ч после воздействия острого рентгеновского облучения в дозе 4 Гр снизился на 12,98 % по сравнению с соответствующим значением через 0,1 ч, и при уровне значимости $p < 0,05$ не отличался от значения спонтанного уровня повреждений ДНК, а у дождевых червей группы сравнения (Гомельский р-н) – только на 5,88 % по сравнению с соответствующим значением через 0,1 ч и значимо превышал спонтанный уровень повреждения ДНК в соответствующей группе, что свидетельствовало о подавлении процесса репарации после облучения в острой дозе.

Таким образом, адаптивный ответ у особей дождевых червей вида *L. terrestris*, длительное время обитающих в почвах территорий ПГРЭС, загрязненных радионуклидами после аварии на ЧАЭС, проявлялся в виде повышенной скорости репарации ДНК и увеличении клеточной пролиферации после острого рентгеновского облучения в дозе 4 Гр.

Библиографические ссылки

1. ICRP. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non- Human Species. Publication 91. *Annals of the ICRP*. 2003;33(3):201–270.
2. Казаков СВ, Уткин СС. *Подходы и принципы радиационной защиты водных объектов*. Москва: Наука; 2008. с. 318.
3. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 103. *Annals of the ICRP*. 2007;37(2–4):1–332. DOI: 10.1016/j.icrp.2007.10.003.
4. Smith JT, Beresford NA. Chernobyl. Catastrophe and Consequences. Berlin – New York: Springer, Chichester; 2005. 310 p.
5. Гераськин СА, Фесенко СВ, Волкова ПЮ, и др. Что мы узнали о биологических эффектах облучения в ходе 35-летнего анализа последствий аварии на Чернобыльской АЭС? *Радиационная Биология. Радиоэкология*. 2021;3:234–260. DOI: 10.31857/S0869803121030061.
6. Möller AP, Mousseau T A. Reduced abundance of insects and spiders linked to radiation at Chernobyl 20 years after the accident. *Biology letters*. 2009;5(3):356–359. DOI:org/10.1098/rsbl.2008.0778.
7. Hiyama A, Nohara C, Kinjo S, et al. The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports*. 2012(2):1–10.
8. Bonzom JM, Hättenschwiler S, Lecomte-Pradines C, et al. Effects of radionuclide contamination on leaf litter decomposition in the Chernobyl exclusion zone. *Science of the Total Environment*. 2016;15:596–603. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.006.
9. Deryabina TG, Kuchmel SV, Nagorskaya LL, et al. Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl. *Current Biology*. 2015;25:824–826. DOI: 10.1016/j.cub.2015.08.017.
10. Beresford N, Horemans N, Copplestone D, et al. Towards solving a scientific controversy – the effects of ionizing radiation on the environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020;211:106033. DOI:org/10.1016/j.jenvrad.2019.106033.
11. Real A, Sundell-Bergman S, Knowles JF, et al. Effects of ionizing radiation on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection. *Journal of Radiological Protection*. 2004;24(4A):123–137. DOI:10.1088/0952-4746/24/4a/008.
12. Garnier-Laplace J, Della-Vedova C, Andersson P, et al. A multi-criteria weight of evidence approach for deriving ecological benchmarks for radioactive substances. *Journal of Radiological Protection*. 2010;30(2):215–233. DOI 10.1088/0952-4746/30/2/S02.
13. Möller AP, Mousseau TA. Are organisms adapting to ionizing radiation at Chernobyl? *Trends in Ecology & Evolution*. 2016;31(4):281–289. DOI: 10.1016/j.tree.2016.01.005.
14. Larsson CM. An overview of the ERICA integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionizing contaminants. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008;99(9):1364–1370. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2007.11.019.
15. ICRP. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Publication 114. *Annals of the ICRP*. 2009;39(6):1–111. DOI: 10.1016/j.icrp.2011.08.009.
16. Криволупкий ДА. *Почвенная фауна как биоиндикатор радиоактивных загрязнений. В: Почвенная фауна и почвенное плодородие*. Москва: [б. и.]; 1987. с. 241–244.
17. Gong P, Perkins EJ. Earthworm toxicogenomics: A renewed genome-wide quest for novel biomarkers and mechanistic insights. *Applied Soil Ecology*. 2016;104(12–24). DOI: 10.1016/j.apsoil.2015.11.005.
18. Lapuente J, Lourenço J, Mendo SA, et al. The Comet Assay and its applications in the field of ecotoxicology: a mature tool that continues to expand its perspectives. *Frontiers in Genetics*. 2015;6:1–20. DOI: 10.3389/fgene.2015.00180.
19. Šrut M. Environmental Epigenetics in Soil Ecosystems: Earthworms as Model Organisms. *Toxics*. 2022;10(7):1–11. DOI: 10.3390/toxics10070406.
20. Mazur-Pączka A, Pączka G, Garczynska M. Effectiveness of Lumbricidae extracting with an environmentally friendly method. *Journal of Ecological Engineering*. 2020;21(5):114–119. DOI:10.12911/22998993/122237.
21. Singh J, Singh S, Vig AP. Extraction of earthworm from soil by different sampling method: a review. *Environment Development and Sustainability*. 2015;18:1521–1539. DOI: 10.1007/s10668-015-9703-5.
22. Максимова СЛ, Гурина НВ. *Дождевые черви (Lumbricidae) фауны Беларуси*. Минск: Беларуская навука; 2014. 56 с.
23. *Защита окружающей среды: концепция и использование референтных животных и растений. Публикация МКРЗ 108*. Москва: Академ-Принт; 2013. 216 с.
24. Niita K, et al. Recent Developments of the PHITS code. *Progress in Nuclear Science and Technology*. 2011;1:1–6. DOI: 10.15669/pnst.1.368.
25. Taranenko V, Pröhl G, Gómez-Ros J. Absorbed dose rate conversion coefficients for reference terrestrial biota for external photon and internal exposures. *Journal of radiological protection*. 2004;24:A35–A62. DOI:10.1088/0952-4746/24/4A/003.
26. Ulanovsky A, Prohl G. Dosimetry for reference animals and plants: current state and prospects. *Annals of the ICRP*. 2012;41(3–4):218–232. DOI: 10.1016/j.icrp.2012.06.034.
27. Reinecke SA, Reinecke AJ. The comet assay as biomarker of heavy metal genotoxicity in earthworms. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*. 2004;46(2):208–215. DOI: 10.1007/s00244-003-2253-0.
28. Eyambe SG, Goven AJ, Fitzpatrick LC, et al. A noninvasive technique for sequential collection of earthworm (*Lumbricus terrestris*) leukocytes during sub chronic immunotoxicity studies. *Laboratory Animals*. 1991;25(1):61–67. DOI: 10.1258/002367791780808095.
29. Tice RR, Agurell E, Anderson D, et al. Single cell gel / comet assay: guidelines for *in vitro* and *in vivo* genetic toxicology testing. *Environmental and Molecular Mutagenesis*. 2000;35(3):206–221. DOI: 10.1002/(sici)1098-2280(2000)35:3<206:aid-em8>3.0.co;2-j.
30. Сычева ЛП. Биологическое значение, критерии определения и пределы варьирования полного спектра кариологических показателей при оценке цитогенетического статуса человека. *Медицинская генетика*. 2007;6(11):3–11.
31. Edwards CA, Bohlen PJ. *Biology and Ecology of Earthworms*. London: Chapman and Hall; 1996. 426 p.
32. Максимова СЛ, Мухин ЮФ. Видовой состав дождевых червей и их биотопическое распределение на территории Беларуси. *Весті Нацыянальнай акадэміі навук Беларусі. Серыя біялагічных навук*. 2016;1:56–60.

33. Sayles RA. Investigation of earthworms from the Chernobyl NPP Exclusion Zone and Fukushima NPP 100 km Area: uptake of ^{137}Cs and comparison of ecological groups. [Place unknown]: Master's Thesis; 2019. 78 p.
34. Beresford NA, Scott EM, Copplestone D. Field effects studies in the Chernobyl Exclusion Zone: Lessons to be learnt. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020;211:1–10. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2019.01.005.
35. Сазыкина ТГ, Крышев АИ, Крышев ИИ. *Моделирование радиоэкологических процессов в окружающей среде*. Москва: Маска; 2022. 638 с.
36. Hasegawa M, Ito MT, Kaneko S, et al. Radiocesium concentrations in epigeic earthworms at various distances from the Fukushima Nuclear Power Plant 6 months after the 2011 accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013;126:8–13. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2013.06.006.
37. Fesenko SV, Alexakhin RM, Geras'kin SA, et al. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005;80:1–25. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004.08.011.
38. IAEA Safety Standards. Safety Assessment for Facilities and Activities. General Safety Requirements. No. GSR Part 4, 93 UNSCEAR 1996. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2009. 40 p.
39. Effects of radiation on the environment. In: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly. New York: [publisher unknown]; 1996. 82 p.
40. ICRP. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Publication 108. *Annals of the ICRP*. 2009;4–6:1–242.
41. Copplestone D, Johnson MS, Jones SR, et al. Radionuclide behaviour and transport in a coniferous woodland ecosystem: vegetation, invertebrates and wood mice, *Apodemus sylvaticus*. *Science of the Total Environment*. 1999;239:95–109. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00294-6.
42. Tanaka S, Takahashi T, Adati T, et al. Radioactive cesium contamination of arthropods and earthworms after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *Low-Dose Radiation Effects on Animals and Ecosystems*. 2022. p. 43–52. DOI.org/10.1007/978-981-13-8218-5_4.
43. Geras'kin SA, Fesenko SV, Alexakhin RM. Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. *Environment International*. 2008;34:880–897. DOI: 10.1016/j.envint.2007.12.012.
44. Andersson P, Garnier-Laplace J, Beresford NA, et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009;100:1100–1108. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2009.05.010.
45. Zaitsev AS, Nakamori T, Gongalsky K, et al. Ionising radiation effects on soil biota: Application of lessons learned from Chernobyl accident for radioecological monitoring. *Pedobiologia*. 2014;57(1):5–14. DOI: 10.1016/j.pedobi.2013.09.005.
46. Krivolutskii DA, Pokarzhevskii AD. Effects of radioactive fallout on soil animal populations in the 30 km zone of the Chernobyl atomic power station. *Science of the Total Environment*. 1992;112(1):69–77. DOI: 10.1016/0048-9697(92)90239-o.
47. Кривоулицкий ДА. Динамика биоразнообразия экосистем в условиях радиоактивного загрязнения. *Доклады Российской Академии наук*. 1996;4:567–569.
48. Sowmithra K, Harini BP, Shetty JN, et al. Effects of acute gamma radiation on the reproductive ability of the earthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015;140:11–15. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2014.10.010.
49. Hertel-Aas T, Oughton DH, Jaworska A, et al. Effects of chronic gamma irradiation on reproduction in the earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Radiation Research*. 2007;168(5):515–526. DOI: 10.1667/RR1012.1.
50. Калаев ВН, Нечаева МС, Калаева ЕА. *Микроядерный тест буккального эпителия ротовой полости человека*. Воронеж: ВГУ; 2016. 136 с.
51. Григоркина ЕБ. Экологическая специализация мелких млекопитающих: реакции на радиационное воздействие и роль в развитии радиоадаптации. *Вестник ИРГСА*. 2017;83:25–30.
52. Канева (Рыбак) АВ, Бельх ЕС, Майстренко ТА, и др. Уровень повреждений и скорость репарации ДНК в клетках дождевых червей из популяций, длительное время обитающих в почве с повышенным содержанием радионуклидов. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2015;1:24–34. DOI: 10.7868/S0869803115010051.

References

1. ICRP. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-Human Species. Publication 91. *Annals of the ICRP*. 2003;33(3):201–270.
2. Kazakov SV, Utkin SS. *Podkhody i printsipy radiatsionnoy zashchity vodnykh ob'yektov* [Approaches and principles of radiation protection of water objects]. Moscow: Nauka; 2008. p. 318. Russian.
3. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 103. *Annals of the ICRP*. 2007;37(2–4):1–332. DOI: 10.1016/j.icrp.2007.10.003.
4. Smith JT, Beresford NA. Chernobyl. Catastrophe and Consequences. Berlin – New York: Springer, Chichester; 2005. 310 p.
5. Geras'kin SA, Fesenko SV, Volkova Pyu, et al. *Chto my uznali o biologicheskikh efektakh oblucheniya v khode 35-letnego analiza posledstviy avarii na Chernobyl'skoy AES?* [What have we learned about the biological effects of radiation from a 35-year analysis of the consequences of the Chernobyl NPP accident?]. *Radiation Biology. Radioecology*. 2021(3):234–260. DOI: 10.31857/S0869803121030061. Russian.
6. Moller AP, Mousseau T A. Reduced abundance of insects and spiders linked to radiation at Chernobyl 20 years after the accident. *Biology letters*. 2009;5(3):356–359. DOI.org/10.1098/rsbl.2008.0778.
7. Hiyama A, Nohara C, Kinjo S, et al. The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports*. 2012(2):1–10.
8. Bonzom JM, Hättenschwiler S, Lecomte-Pradines C, et al. Effects of radionuclide contamination on leaf litter decomposition in the Chernobyl exclusion zone. *Science of the Total Environment*. 2016;15:596–603. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.006.
9. Deryabina TG, Kuchmel SV, Nagorskaya LL, et al. Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl. *Current Biology*. 2015;25:824–826. DOI: 10.1016/j.cub.2015.08.017.
10. Beresford N, Horemans N, Copplestone D, et al. Towards solving a scientific controversy – the effects of ionizing radiation on the environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020;211:106033. DOI.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106033.

11. Real A, Sundell-Bergman S, Knowles JF, et al. Effects of ionizing radiation on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection. *Journal of Radiological Protection*. 2004;24(4A):123–137. DOI:10.1088/0952-4746/24/4a/008.
12. Garnier-Laplace J, Della-Vedova C, Andersson P, et al. A multi-criteria weight of evidence approach for deriving ecological benchmarks for radioactive substances. *Journal of Radiological Protection*. 2010;30(2):215–233. DOI 10.1088/0952-4746/30/2/S02.
13. Möller AP, Mousseau TA. Are organisms adapting to ionizing radiation at Chernobyl? *Trends in Ecology & Evolution*. 2016;31(4):281–289. DOI: 10.1016/j.tree.2016.01.005.
14. Larsson CM. An overview of the ERICA integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionizing contaminants. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008;99(9):1364–1370. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2007.11.019.
15. ICRP. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Publication 114. *Annals of the ICRP*. 2009;39(6):1–111. DOI: 10.1016/j.icrp.2011.08.009.
16. Krivolutskiy DA. *Pochvennaya fauna kak bioindikator radioaktivnykh zagryazneniy*. V: *Pochvennaya fauna i pochvennoye plodorodiyе* [Soil fauna as a bioindicator of radioactive contamination. In: Soil fauna and soil fertility]. Moscow: [publisher unknown]; 1987). p. 241–244. Russian.
17. Gong P, Perkins EJ. Earthworm toxicogenomics: A renewed genome-wide quest for novel biomarkers and mechanistic insights. *Applied Soil Ecology*. 2016;104:12–24. DOI: 10.1016/j.apsoil.2015.11.005.
18. Lapuente J, Lourenço J, Mendo SA, et al. The Comet Assay and its applications in the field of ecotoxicology: a mature tool that continues to expand its perspectives. *Frontiers in Genetics*. 2015;6:1–20. DOI: 10.3389/fgene.2015.00180.
19. Šrut M. Environmental Epigenetics in Soil Ecosystems: Earthworms as Model Organisms. *Toxics*. 2022;10(7):1–11. DOI: 10.3390/toxics10070406.
20. Mazur-Pączka A, Pączka G, Garczyńska M. Effectiveness of Lumbricidae extracting with an environmentally friendly method. *Journal of Ecological Engineering*. 2020;21(5):114–119. DOI:10.12911/22998993/122237.
21. Singh J, Singh S, Vig AP. Extraction of earthworm from soil by different sampling method: a review. *Environment Development and Sustainability*. 2015;18:1521–1539. DOI: 10.1007/s10668-015-9703-5.
22. Maksimova SL, Gurina NV. *Dozhdevyye chervi (Lumbricidae) fauny Belarusi: spravochnik-opredelitel* [Earthworms (Lumbricidae) Fauna of Belarus: a reference book]. Minsk: Belaruskaja navuka; 2014. 56 p. Russian.
23. *Zashchita okruzhayushchey sredy: kontseptsiya i ispol'zovaniye referentnykh zhivotnykh i rasteniy*. Publikatsiya MKRZ 108 [Environmental protection: concept and use of reference animals and plants. Publication MKRZ 108]. Moscow: Akadem-Print; 2013. 216 p. Russian.
24. Niita K, et al. Recent Developments of the PHITS code. *Progress in Nuclear Science and Technology*. 2011;1:1–6. DOI: 10.15669/pnst.1.368.
25. Taranenko V, Pröhl G, Gómez-Ros J. Absorbed dose rate conversion coefficients for reference terrestrial biota for external photon and internal exposures. *Journal of radiological protection*. 2004;24:A35–A62. DOI:10.1088/0952-4746/24/4A/003.
26. Ulanovsky A, Prohl G. Dosimetry for reference animals and plants: current state and prospects. *Annals of the ICRP*. 2012;41(3–4):218–232. DOI: 10.1016/j.icrp.2012.06.034.
27. Reinecke SA, Reinecke AJ. The comet assay as biomarker of heavy metal genotoxicity in earthworms. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*. 2004;46(2):208–215. DOI: 10.1007/s00244-003-2253-0.
28. Eyambe SG, Goven AJ, Fitzpatrick LC, et al. A noninvasive technique for sequential collection of earthworm (*Lumbricus terrestris*) leukocytes during sub chronic immunotoxicity studies. *Laboratory Animals*. 1991;25(1):61–67. DOI: 10.1258/002367791780808095.
29. Tice RR, Agurell E, Anderson D, et al. Single cell gel / comet assay: guidelines for *in vitro* and *in vivo* genetic toxicology testing. *Environmental and Molecular Mutagenesis*. 2000;35(3):206–221. DOI: 10.1002/(sici)1098-2280(2000)35:3<206::aid-em8>3.0.co;2-j.
30. Sycheva LP. *Biologicheskoye znachenije, kriterii opredeleniya i predely var'irovaniya polnogo spektra kariologicheskikh pokazateley pri otsenke tsitogeneticheskogo statusa cheloveka* [Biological significance, criteria for determining and the limits of variation of the full spectrum of kariological indicators in the assessment of the cytogenetic status of a person]. *Medical genetics*. 2007;6(11):3–11. Russian.
31. Edwards CA, Bohlen PJ. *Biology and Ecology of Earthworms*. London: Chapman and Hall; 1996. 426 p.
32. Maksimova SL, Mukhin YuF. *Vidovoy sostav dozhdevykh chervej i ikh biotopicheskoye raspredeleniye na territorii Belarusi* [The species composition of the earthworms and their biotopic distribution in Belarus]. *Bulletin of the National Academy of Sciences of Belarus. Biological sciences*. 2016(1):56–60. Russian.
33. Sayles RA. Investigation of earthworms from the Chernobyl NPP Exclusion Zone and Fukushima NPP 100 km Area: uptake of ¹³⁷Cs and comparison of ecological groups. [Place unknown]: Master's Thesis; 2019. 78 p.
34. Beresford NA, Scott EM, Copplestone D. Field effects studies in the Chernobyl Exclusion Zone: Lessons to be learnt. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020;211:1–10. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2019.01.005.
35. Sazykina TG, Kryshev AI, Kryshev II. *Modelirovaniye radioekologicheskikh protsessov v okruzhayushchey srede* [Modeling of radioecological processes in the environment]. Moscow: LLC «MASKA»; 2022. 638 p. Russian.
36. Hasegawa M, Ito MT, Kaneko S, et al. Radiocesium concentrations in epigeic earthworms at various distances from the Fukushima Nuclear Power Plant 6 months after the 2011 accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013;126:8–13. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2013.06.006.
37. Fesenko SV, Alexakhin RM, Geras'kin SA, et al. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005;80:1–25. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004.08.011.
38. IAEA Safety Standards. Safety Assessment for Facilities and Activities. General Safety Requirements. No. GSR Part 4, 93 UNSCEAR 1996. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2009. 40 p.
39. Effects of radiation on the environment. In: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly. New York: [publisher unknown]; 1996. 82 p.
40. ICRP. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Publication 108. *Annals of the ICRP*. 2009;4–6:1–242.
41. Copplestone D, Johnson MS, Jones SR, et al. Radionuclide behaviour and transport in a coniferous woodland ecosystem: vegetation, invertebrates and wood mice, *Apodemus sylvaticus*. *Science of the Total Environment*. 1999;239:95–109. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00294-6.

42. Tanaka S, Takahashi T, Adati T, et al. Radioactive cesium contamination of arthropods and earthworms after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *Low-Dose Radiation Effects on Animals and Ecosystems*. 2022. p. 43–52. DOI.org/10.1007/978-981-13-8218-5_4.
43. Geras'kin SA, Fesenko SV, Alexakhin RM. Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. *Environment International*. 2008;34:880–897. DOI: 10.1016/j.envint.2007.12.012.
44. Andersson P, Garnier-Laplace J, Beresford NA, et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009;100:1100–1108. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2009.05.010.
45. Zaitsev AS, Nakamori T, Gongalsky K, et al. Ionising radiation effects on soil biota: Application of lessons learned from Chernobyl accident for radioecological monitoring. *Pedobiologia*. 2014;57(1):5–14. DOI: 10.1016/j.pedobi.2013.09.005.
46. Krivolutzkii DA, Pokarzhevskii AD. Effects of radioactive fallout on soil animal populations in the 30 km zone of the Chernobyl atomic power station. *Science of the Total Environment*. 1992;112(1):69–77. DOI: 10.1016/0048-9697(92)90239-o.
47. Krivolutskiy DA. *Dinamika bioraznoobraziya ekosistem v usloviyakh radioaktivnogo zagryazneniya* [The dynamics of ecosystem biodiversity in conditions of radioactive pollution]. *Reports of the Russian Academy of Sciences*. 1996(4):567–569. Russian.
48. Sowmithra K, Harini BP, Shetty JN, et al. Effects of acute gamma radiation on the reproductive ability of the earthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015;140:11–15. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2014.10.010.
49. Hertel-Aas T, Oughton DH, Jaworska A, et al. Effects of chronic gamma irradiation on reproduction in the earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Radiation Research*. 2007;168(5):515–526. DOI: 10.1667/RR1012.1.
50. Kalayev VN, Nechayeva MS, Kalayeva YeA. *Mikroyadernyy test bukkal'nogo epiteliya rotovoy polosti cheloveka: monografiya* [Micronucleus test of the buccal epithelium of the human oral cavity: Monograph]. Voronezh: Voronezh State University; 2016. 136 p. Russian.
51. Grigorkina YeB. *Ekologicheskaya spetsializatsiya melkikh mlekopitayushchikh: reaktsii na radiatsionnoye vozdeystviye i rol' v razviti radioadaptatsii* [Environmental specialization of small mammals: reactions to the radiation effect and role in the development of radioadaptation]. *Bulletin of the Irkutsk State Agricultural Academy*. 2017;83:25–30. Russian.
52. Kaneva (Rybak) AV, Belykh YeS, Maystrenko TA, et al. *Uroven' povrezhdeniy i skorost' reparatsii DNK v kletkakh dozhdevykh chervev iz populyatsiy, dlitel'noye vremya obitayushchikh v pochve s povyshennym sodержaniyem radionuklidov* [The level of damage and the rate of DNA reparation in the cells of earthworms from populations that live for a long time in the soil with a high content of radionuclide]. *Radiation biology. Radioecology*. 2015(1):24–34. DOI: 10.7868/S0869803115010051. Russian.

Статья поступила в редколлегию 27.10.2023.
Received by editorial board 27.10.2023.

УДК 616.37-006.6-07-08:577.23 (476)

ПРОГНОСТИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ОСЛОЖНЕННОГО ТЕЧЕНИЯ КОРОНАВИРУСНОЙ ИНФЕКЦИИ COVID-19

Р. М. СМОЛЯКОВА¹⁾, А. М. МОЛЧАН¹⁾, Е. М. ШПАДАРУК²⁾, О. В. ЛОЗИНСКАЯ²⁾, Е. В. ГАПЕЕНКО³⁾

¹⁾Минский областной клинический госпиталь инвалидов Великой Отечественной войны им. П. М. Машерова,
а/г Лесной, 223040, Минский район, Беларусь

²⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

³⁾Республиканский научно-практический центр онкологии и медицинской радиологии им. Н. Н. Александрова,
а/г Лесной, 223040, Минский район, Беларусь

Образец цитирования:

Смолякова РМ, Молчан АМ, Шпадарук ЕМ, Лозинская ОВ, Гапеев ЕВ. Прогностические критерии оценки осложненного течения коронавирусной инфекции COVID-19. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;4:53–64.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-53-64>

For citation:

Smolyakova RM, Molchan AM, Spadaruk KM, Lozinskaya OV, Gapeenko EV. Prognostic criteria for assessing complicated course of COVID-19 coronavirus infection. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:53–64. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-53-64>

Авторы:

Раиса Михайловна Смолякова – доктор биологических наук, профессор, заведующий клинико-диагностической лабораторией.

Алла Михайловна Молчан – врач высшей категории; заместитель главного врача по медицинской части.

Екатерина Михайловна Шпадарук – кандидат биологических наук, доцент, доцент кафедры общей биологии и генетики.

Ольга Владиславовна Лозинская – старший преподаватель кафедры общей биологии и генетики.

Гапеев Елена Владимировна – кандидат биологических наук; заведующий онкологическим отделением вирусологии.

Authors:

Raisa M. Smolyakova, doctor of sciences (biological), full professor, head of the clinical diagnostic laboratory.
smol60@mail.ru

Alla M. Molchan, doctor of the highest category; deputy chief physician for the medical part.

Katsiaryna M. Shpadaruk, PhD (biology), docent; associate professor at the department of general biology and genetics.
katshp@tut.by

Olga V. Lozinskaya, senior lecturer at the department of general biology and genetics.
aromia@rambler.ru

Elena V. Gapeenko, PhD (biology); head of the department of oncology of virology.
Gapeenko@bk.ru

Проанализированы в процессе комплексного лечения нарушения в гомеостазе, диагностированные у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции SARS-CoV-2, получавших лечение в ГУ «Республиканский клинический госпиталь инвалидов Великой Отечественной войны имени П. М. Машерова» в 2020–2021 гг. Первую группу ($n = 100$) составили пациенты с осложненным течением коронавирусной инфекции и благоприятным прогнозом, во вторую группу ($n = 100$) включены пациенты с осложнением течения COVID-19 и неблагоприятным прогнозом. Группу контроля ($n = 70$) составили лица, не имеющие патологии по клинико-анамнестическим данным в период обследования. Во всех группах обследуемые лица были сопоставимы по возрасту и полу. Гематологические исследования выполнены пациентам с коронавирусной инфекцией в динамике комплексного лечения на 1-е, 5-е и 10-е сутки. Анализ полученных данных показал статистически значимые различия ($p < 0,05$) изучаемых клеточных показателей периферической крови (уровень СОЭ, общее содержание лейкоцитов, относительное содержание палочкоядерных нейтрофилов, сегментоядерных нейтрофилов, лимфоцитов) и интегральных гематологических показателей клеточной реактивности организма (индекс соотношения лейкоцитов и скорости оседания эритроцитов (ИЛСОЭ), лейкоцитарный индекс интоксикации по Кальф-Калифу (ЛИИ), индекс соотношения нейтрофилов и моноцитов (ИСНМ), индекс соотношения нейтрофилов и лимфоцитов (ИСНЛ)) по отношению к контролю на 10-е сутки наблюдения. На основе изучения динамики интегральных показателей гомеостаза разработана новая клинико-лабораторная система оценки степени тяжести общего функционального состояния организма, которая позволяет прогнозировать развитие системного воспалительного ответа, «нейтрофильного взрыва» и повысить эффективность комплексной терапии у пациентов с коронавирусной инфекцией COVID-19.

Ключевые слова: коронавирусная инфекция SARS-CoV-2; интегральные гематологические показатели клеточной реактивности организма; система лабораторной оценки степени тяжести функционального состояния организма.

PROGNOSTIC CRITERIA FOR ASSESSING COMPLICATED COURSE OF COVID-19 CORONAVIRUS INFECTION

R. M. SMOLYAKOVA^a, A. M. MOLCHAN^a, K. M. SPADARUK^b, O. V. LOZINSKAYA^b, E. V. GAPEENKO^c

^aMinsk Regional Clinical Hospital for the Disabled of the Great Patriotic War named after P. M. Masherov,
Liasny Agro-town, 223040, Minsk region, Belarus

^bInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daihabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

^cN. N. Alexandrov National Cancer Center of Belarus,
Liasny Agro-town, 223040, Minsk region, Belarus

Corresponding author: R. M. Smolyakova (smol60@mail.ru)

The article analyzes in the dynamics of complex treatment disturbances in homeostasis diagnosed in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection SARS-CoV-2, who received treatment at the Republican Clinical Hospital for Disabled Persons of the Great Patriotic War named after P. M. Masherov in 2020–2021. The first group ($n = 100$) included patients with a complicated course of coronavirus infection and a favorable prognosis; the second group ($n = 100$) included patients with a complicated course of COVID-19 and a poor prognosis. The control group ($n = 70$) consisted of persons who had no pathology according to clinical and anamnestic data during the examination period. In all groups, the subjects were comparable in age and gender. Hematological studies were performed in patients with coronavirus infection in the dynamics of complex treatment on the 1st, 5th and 10th day. Analysis of the data obtained showed statistically significant differences ($p < 0.05$) in the studied cellular indicators of peripheral blood (ESR level, total leukocyte content, relative content of band neutrophils, segmented neutrophils, lymphocytes) and integral hematological indicators of the body's cellular reactivity (leukocyte ratio and rate index erythrocyte sedimentation rate (ILSE), Kalf-Kalif leukocyte intoxication index (LII), neutrophil-monocyte ratio index (MNRI), neutrophil-lymphocyte ratio index (NLRI)) in relation to the control on the 10th day of observation. Based on the study of the dynamics of integral indicators of homeostasis, a new clinical and laboratory system has been developed for assessing the severity of the general functional state of the body, which makes it possible to predict the development of a systemic inflammatory response, a «neutrophil explosion» and increase the effectiveness of complex therapy in patients with coronavirus infection COVID-19.

Keywords: coronavirus infection SARS-CoV-2; integral hematological indicators of the body's cellular reactivity; a system for laboratory assessment of the severity of the functional state of the body.

Введение

В настоящее время не вызывает сомнений тот факт, что эпидемия COVID-19 («coronavirus disease 2019») представляет собой чрезвычайную ситуацию международного значения. Анализ клинических данных

пациентов с острой коронавирусной инфекцией свидетельствует, что тяжесть симптомов варьирует от легкого гриппоподобного заболевания до тяжелой вирусной пневмонии, приводящей к острому респираторному дистресс-синдрому, а в ряде случаев, и летальному исходу. Ретроспективная оценка клинических и лабораторных данных пациентов с COVID-19 способствовала разработке научно-исследовательскими группами прогностических моделей риска развития тяжелого заболевания и неблагоприятного исхода.

Метаанализ 30 исследований (53 тыс. заболеваний) позволил стратифицировать пациентов на ранней стадии COVID-19 с плохим прогнозом. В динамике наблюдения установлены повышенные уровни С-реактивного белка (СРБ), ЛДГ и D-димера, а также снижение количества тромбоцитов и лимфоцитов в крови [1].

Выполненный исследователями метаанализ 13 исследований с участием 3 027 пациентов с инфекцией SARS-CoV-2 показал, что клинические проявления, ассоциированные с лихорадкой и одышкой, связаны с прогрессированием заболевания. Уровни АСТ > 40 ед/л, ЛДГ > 245 ед/л и креатинина > 133 моль/л свидетельствуют о развитии дисфункции печени и почек и необходимости своевременного принятия терапевтических мер для предотвращения ухудшения состояния пациентов [2].

Группой исследователей под руководством Wynants, et al. проанализировано 145 прогностических моделей и сделан вывод о нецелесообразности использования каких-либо моделей в клинической практике. Предикторы, которые были выявлены в процессе проведенной работы, следует рассматривать как кандидаты для разработки новых, более строгих моделей. Вместе с тем данной группой авторов выделены такие показатели, как СРБ, отношение нейтрофилов к лимфоцитам и ЛДГ в качестве наиболее значимых прогностических лабораторных маркеров течения заболевания COVID-19 [3].

Так, риск развития тяжелой формы COVID-19 повышается с увеличением числа прогностических факторов. Следовательно, в прогностической модели предпочтение отводится объективным количественным показателям, по которым доказаны достоверно значимые различия в значениях параметров между пациентами в группах с тяжелым состоянием и средней степени тяжести: количество лейкоцитов ($8,2 \pm 3,4$ против $6,3 \pm 3,2$; $p = 0,017$), нейтрофилов ($7,1 \pm 3,4$ против $4,1 \pm 3,0$; $p < 0,001$), лимфоцитов ($0,7 \pm 0,3$ против $1,6 \pm 0,7$; $p < 0,001$), тромбоцитов ($184,7 \pm 75,3$ против $259,8 \pm 104,6$; $p = 0,002$) [4].

Доказано, что иммунный ответ хозяина на SARS-CoV-2 играет решающую роль в патогенезе и клинических проявлениях COVID-19. Показано, что SARS-CoV-2 не только активирует противовирусные иммунные ответы, но и способствует возникновению неконтролируемых воспалительных реакций, характеризующихся выраженным выбросом провоспалительных цитокинов у пациентов с тяжелой формой COVID-19, что приводит к лимфопении, дисфункции лимфоцитов и аномалиям гранулоцитов и моноцитов. Данные нарушения в системе иммунитета, в большинстве случаев, сопряжены с развитием вторичных бактериальных инфекций, септического шока и тяжелой полиорганной недостаточности с неблагоприятным исходом.

Метаанализ 11 исследований показал, что лимфопения (определяемая как абсолютное количество лимфоцитов $< 0,6 \times 10^9/\text{л}$) была наиболее частой особенностью умерших пациентов [5; 6]. Лимфопения тесно связана с тяжелым течением заболевания [4; 5] и является показанием для госпитализации пациентов в отделение интенсивной терапии [6]. Предложена прогностическая модель, основанная на подсчете лимфоцитов в двух временных точках: у пациентов менее чем с 20 % лимфоцитов в 10–12-й дни от появления симптомов и менее 5 % лимфоцитов в 17–19-й дни диагностированы неблагоприятные исходы [7].

В ретроспективных исследованиях большинства научно-исследовательских групп показано, что нейтрофилия является выражением гипервоспалительного состояния при COVID-19 и тяжелого течения заболевания с исходом в критическое. Имеется точка зрения, что нейтрофилия является признаком развития вторичной бактериальной инфекции, степень нейтрофилии коррелирует с тяжестью состояния пациентов и прогнозом [8].

В критических состояниях наиболее распространенными осложнениями, ассоциированными с неблагоприятным исходом, являются вторичная инфекция (90 против 40 %), острый респираторный дистресс-синдром (40–90 против 4 %), септический шок (45 против 0 %), острая почечная недостаточность (10–20 %), острая сердечная недостаточность (20 против 2 %) и диссеминированное внутрисосудистое свертывание (ДВС; > 20 против 0 %) [9].

Разработка факторов прогноза у пациентов с COVID-19 имеет первостепенное значение для стратификации лиц с повышенным риском неблагоприятного исхода и принятия неотложных терапевтических решений для снижения летальности.

В настоящее время доказано, что основными факторами риска тяжелого течения коронавирусной инфекции являются пожилой возраст, хронические сопутствующие заболевания (сердечно-сосудистые, заболевания легких, сахарный диабет и гипертензия), температура тела $\geq 37,8$ °C, двусторонние легочные инфильтраты, повышенные уровни клинико-диагностических показателей системного воспаления. Ретроспективная оценка показала, что летальные исходы при вирусной инфекции SARS-CoV-2 ассоциированы, в большинстве случаев с развитием синдрома полиорганной недостаточности.

В многочисленных исследованиях показано, что лимфопения у 80 % пациентов сопряжена с крайне тяжелым COVID-19 и коррелирует с неблагоприятным исходом.

Так, лимфопения, повышение содержания в крови провоспалительных маркеров и цитокинов, гиперкоагуляция характеризуют тяжелое течение COVID-19, что объясняет разнообразие клинической картины заболевания от бессимптомных до тяжелых и крайне тяжелых случаев.

Вместе с тем до настоящего времени остаются до конца неизученными механизмы взаимодействия вируса SARS-CoV-2 с организмом-вирусоносителем и аспекты вызываемого им заболевания.

Проведенный анализ мировой литературы по изучению прогностических клинико-лабораторных биомаркеров, характеризующих степень тяжести пациентов с инфекцией SARS-CoV-2, показал актуальность разработки и апробации новых прогностических моделей оценки функционального состояния пациентов для принятия неотложных терапевтических решений при ведении тяжелого и крайне тяжелого контингента пациентов с COVID-19.

Общий анализ крови с определением уровня эритроцитов, гематокрита, лейкоцитов, тромбоцитов, лейкоцитарной формулы, скорости оседания эритроцитов позволяет контролировать общее состояние пациента и косвенно оценить степень его тяжести. В большинстве случаев у пациентов COVID-19 при состоянии средней тяжести и тяжелом состоянии наблюдается лейкопения, лимфопения, реже – тромбоцитопения. Развитие острого дистресс-синдрома в данной группе пациентов характеризуется лейкоцитозом за счет абсолютной нейтрофилии и лимфопении. В настоящее время существует предположение о механизмах развития лимфопении при COVID-19, которое заключается в инфицировании лимфоцитов напрямую вирусом, в основном Т-клеток с «истощением» CD4 + и CD8 + клеток и подавлением клеточного иммунного ответа [10].

При неблагоприятном течении COVID-19 с присоединением вторичной бактериальной инфекции или развитием острого респираторного дистресс-синдрома с неблагоприятным прогнозом информативность общего анализа крови менее значима по отношению к значениям интегральных гематологических показателей гомеостаза.

Таким образом, у пациентов с тяжелым и крайне тяжелым течением коронавирусной инфекции COVID-19 необходим поиск эффективных информативных диагностических маркеров, позволяющих объективно оценить функциональное состояние пациентов, осуществлять динамический мониторинг проводимой терапии и прогнозировать течение заболевания и его исход.

В настоящий период перед диагностическими и клиническими службами остро встает вопрос о поиске, разработке, апробации и адаптации новых объективных и диагностически эффективных способов клинического ведения тяжелых и крайне тяжелых пациентов, выборе комплексных программ лечения и реабилитации.

Цель настоящего исследования – разработка прогностических критериев определения степени тяжести общего функционального состояния пациентов с коронавирусной инфекцией на основе новой клинико-лабораторной системы оценки эндогенной интоксикации по интегральным показателям гемограммы с целью динамического мониторинга проводимой терапии и прогнозирования течения заболевания.

Материалы и методы исследования

Материалом настоящего исследования явились анамнестические, клинические, лабораторно-диагностические данные пациентов, получавших лечение в ГУ «Республиканский клинический госпиталь инвалидов Великой Отечественной войны имени П. М. Машерова» в 2020–2021 гг.

Первую группу ($n = 100$) составили пациенты с осложненным течением коронавирусной инфекции и благоприятным прогнозом, во вторую группу ($n = 100$) включены пациенты с осложнением течения COVID-19 и неблагоприятным прогнозом. Группу контроля ($n = 70$) составили лица, не имеющие патологии по клинико-анамнестическим данным в период обследования. Во всех группах обследуемые лица были сопоставимы по возрасту и полу.

Гематологические исследования выполнены пациентам с коронавирусной инфекцией в динамике комплексного лечения на 1-е, 5-е и 10-е сутки.

Общий анализ крови всем обследуемым выполнен на автоматическом гематологическом анализаторе 5-diff XN-350 (Sysmex, Япония) с использованием реагентов и контрольных материалов производителя (Sysmex Corporation, Япония).

Интегральные гематологические показатели клеточной реактивности организма рассчитывали согласно полученным значениям гемограммы: индекс соотношения лейкоцитов и скорости оседания эритроцитов (ИЛСОЭ), лейкоцитарный индекс интоксикации по Кальф-Калифу (ЛИИ), индекс соотношения нейтрофилов и моноцитов (ИСНМ), индекс соотношения нейтрофилов и лимфоцитов (ИСНЛ) [10].

Статистическую обработку результатов исследования проводили с помощью программного обеспечения SPSS (версия 21, США), STATISTICA (версия 10, США) с проверкой нормальности распределения количественных показателей в выборке с использованием критерия Shapiro-Wilk. Количественные значения

показателей не подчинялись нормальному закону распределения и описывались в виде медиано-квартильных характеристик: медианы 25 и 75-го перцентилей – Me (25–75 %). При изучении статистических различий исследуемых показателей использовали критерий *Mann-Whitney*. Для попарно связанных вариантов (до – после) достоверность различий оценивали по критерию *Wilcoxon's*. Статистически значимыми считались различия при $p < 0,05$.

Результаты исследования и их обсуждение

Исследование динамики гемограммы свидетельствует, что неспецифическим критерием оценки интоксикации у пациентов с коронавирусной инфекцией является повышение скорости оседания эритроцитов (СОЭ). При острых воспалительных заболеваниях СОЭ повышается спустя сутки после начала заболевания и остается высоким в течение 10 суток. Возрастание уровня данного показателя свидетельствует о присоединившейся бактериальной инфекции. Медиана значения СОЭ (рис. 1) на 5-е сутки комплексного лечения значительно возросла ($p < 0,05$) до 37,4 мм/час [32,2; 42,0] в 3,6 раза в группе пациентов с благоприятным прогнозом по сравнению с группой контроля (10,4 мм/час [8,6; 12,3]) и оставалось высоким на 10-е сутки наблюдения – 29,6 мм/час [28,0; 33,2]. В группе пациентов с неблагоприятным прогнозом СОЭ повысилось в 4,5 раза (47,2 мм/час [45,6; 50,2]) на 10-е сутки мониторинга по сравнению с таковым в контроле ($p < 0,05$).

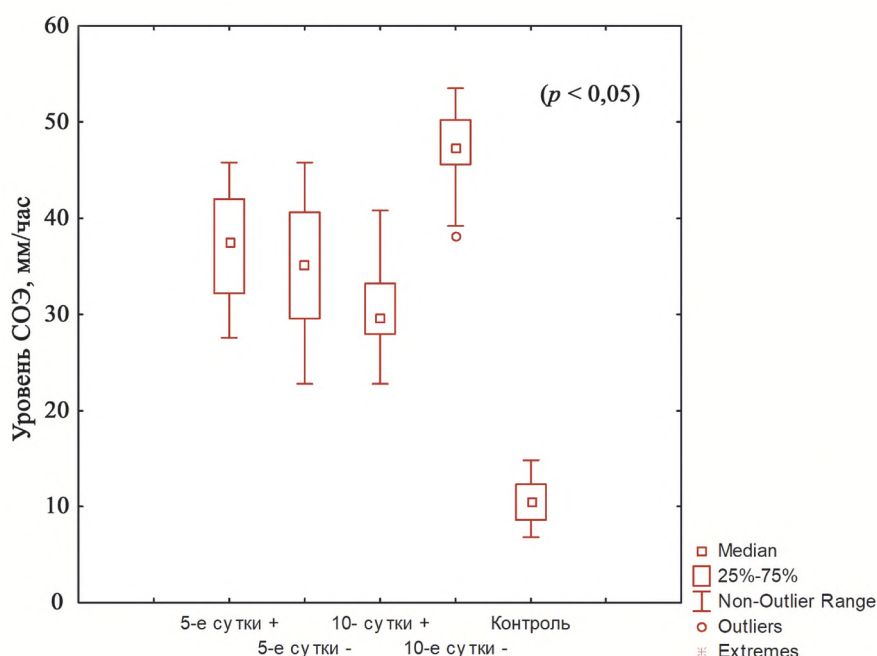


Рис. 1. Уровень СОЭ в периферической крови у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции в динамике лечения

Fig. 1. Level of ESR in peripheral blood in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection in the dynamics of treatment

Результаты выполненных исследований установили увеличение общего количества лейкоцитов на 5-е сутки в группе пациентов с благоприятным прогнозом до $9,6 \times 10^9/\text{л}$ [8,5; 10,3] в 1,5 раза по сравнению с контрольной группой, у которых данный показатель составил $6,3 \times 10^9/\text{л}$ [5,6; 7,0] ($p < 0,05$); на 10-е сутки содержание лейкоцитов незначительно снизилось – до $8,3 \times 10^9/\text{л}$ [7,4; 9,6]. У пациентов с неблагоприятным прогнозом течения коронавирусной инфекции уровень лейкоцитов оставался повышенным на протяжении всех сроков наблюдения (5-е сутки – $10,8 \times 10^9/\text{л}$ [9,6; 11,9,]) и на 10-е сутки составил $22,4 \times 10^9/\text{л}$ [20,8; 23,0] в 3,6 раза по отношению к контрольной группе ($p < 0,05$). Сравнительными исследованиями установлено, что содержание лейкоцитов в периферической крови на 10-е сутки в группе пациентов с неблагоприятным прогнозом выше в 2,7 раза по сравнению с пациентами с благоприятным течением заболевания ($p < 0,05$) (рис. 2).

В динамике лечения пациентов с осложненным течением COVID-19 в отделении интенсивной терапии отмечено достоверное увеличение на 5-е сутки относительного количества палочкоядерных нейтрофилов 9,8 % [7,7; 11,4] в 4,6 раза ($p < 0,05$) по отношению к группе контроля 2,0 % [1,2; 2,8] (рис. 3). Сравнительные исследования установили значительное повышение в 6,6 раза уровня палочкоядерных нейтрофилов

у пациентов в группе неблагоприятного прогноза на 10-е сутки терапии 13,2 % [10,0; 15,2] по сравнению с таковым в группе контроля и в 2,75 раза по сравнению с пациентами, имеющими благоприятный прогноз, у которых данный параметр составил 4,8 % [4,4; 5,3] ($p < 0,05$).

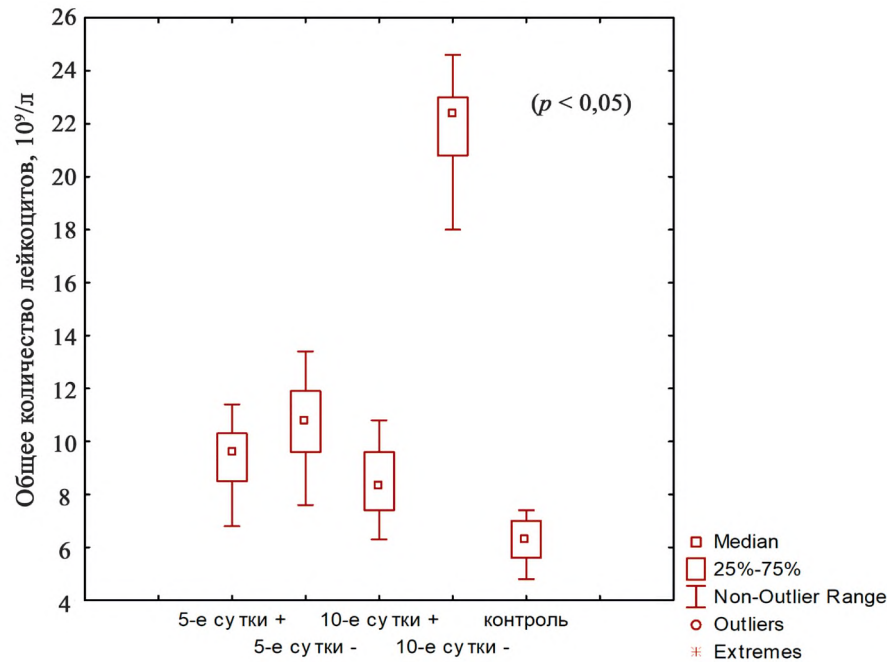


Рис. 2. Уровень лейкоцитов в периферической крови у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции в динамике лечения

Fig. 2. Level of leukocytes in peripheral blood in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection in the dynamics of treatment

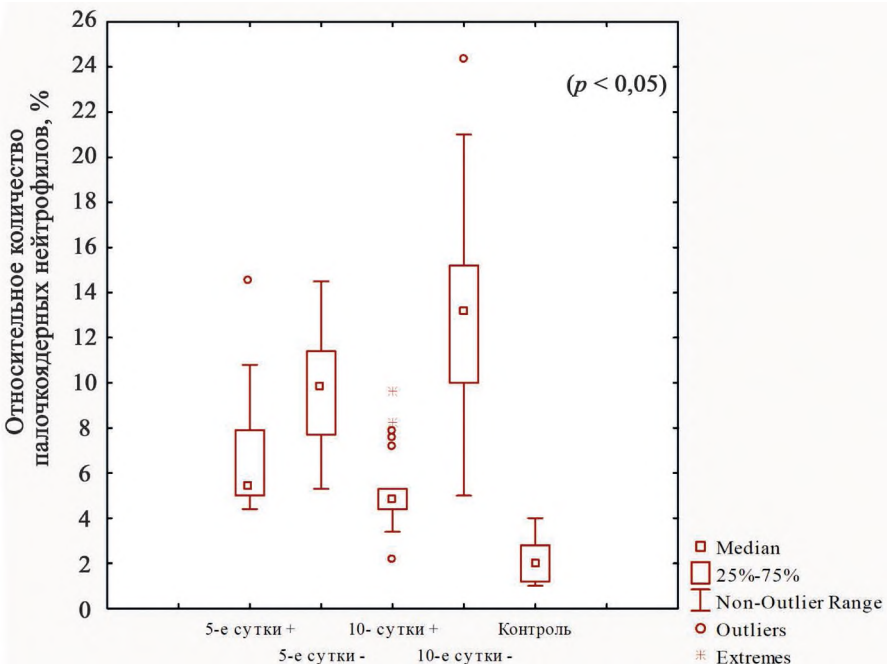


Рис. 3. Уровень палочкоядерных нейтрофилов в периферической крови у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции в динамике лечения

Fig. 3. The level of band neutrophils in peripheral blood in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection in the dynamics of treatment

Сопоставительный анализ количественного пула сегментоядерных нейтрофилов у пациентов с осложненным течением COVID-19 выявил их выраженные изменения, коррелирующие с исходом заболевания (рис. 4). В группе пациентов с благоприятным прогнозом наблюдалось увеличение в гемограмме сегментоядерных нейтрофилов 71,2 % [70,0; 77,0] в 1,3 раза на 5-е сутки по сравнению с группой контроля 53,3 % [51,5; 54,0] ($p < 0,05$), на 10-е сутки исследуемый показатель снижался и составил 67 % [61,1; 72,0]. У пациентов с неблагоприятным прогнозом отмечена тенденция к повышению относительного количества сегментоядерных нейтрофилов на протяжении всех дней наблюдения (на 5-е сутки – 75,0 % [71,0; 82,0]) с максимальными значениями показателя 79,6 % [74,2; 84,0] в 1,5 раза на 10-е сутки по отношению к таковым в контроле ($p < 0,05$).

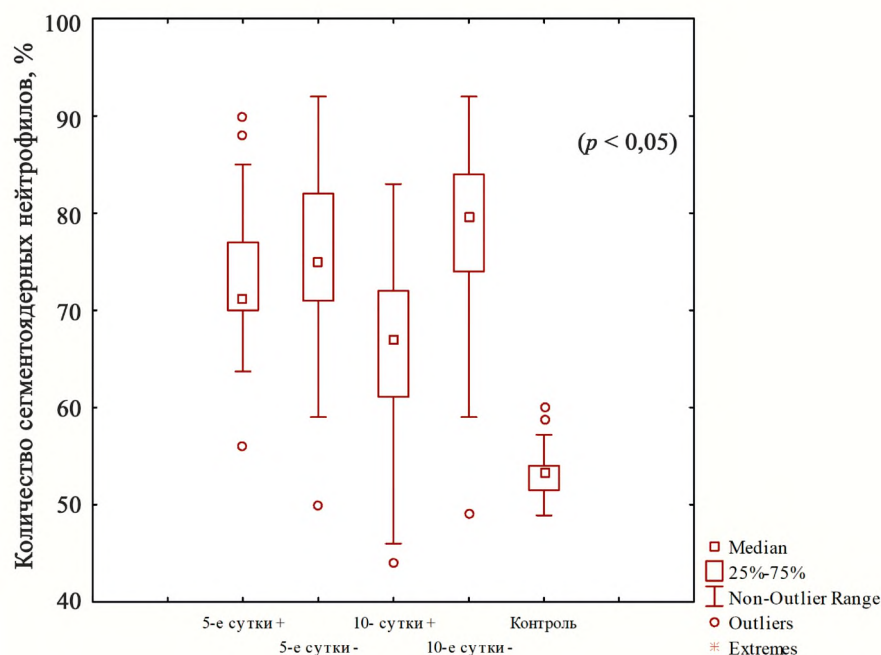


Рис. 4. Уровень сегментоядерных нейтрофилов в периферической крови у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции в динамике лечения

Fig. 4. Level of segmented neutrophils in peripheral blood in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection in the dynamics of treatment

Анализ данных литературы и практических рекомендаций по оказанию помощи при COVID-19 показал, что выявляемый у пациентов нейтрофильный лейкоцитоз (лейкоциты $>12 \times 10^9/\text{л}$, нейтрофилы $>75\%$) со сдвигом лейкоцитарной формулы влево, является неспецифическим маркером вирусной пневмонии и характеризует присоединение бактериальной инфекции.

Результатами выполненных исследований выявлена выраженная лимфопения у пациентов с тяжелой формой инфекции, которая может рассматриваться как самостоятельный прогностический маркер неблагоприятного прогноза.

Анализ полученных данных гемограммы выявил снижение среднестатистических значений лимфоцитов у пациентов при благоприятном прогнозе до 12,4 % [10; 14,9] в 2,8 раза на 5-е сутки по сравнению с группой контроля 34,3 % [32,4; 36,1] ($p < 0,05$). В динамике наблюдения у пациентов данной группы на 10-е сутки установлено увеличение относительного количества лимфоцитов в 1,4 раза 17,1 % [12,4; 20,0], что статистически значимо ниже в 2 раза по сравнению с группой контроля ($p < 0,05$). У пациентов в критическом состоянии на протяжении всех дней наблюдения (на 5-е сутки – 4,8 % [3,6; 6,4], на 10-е сутки – 5,2 % [4,0; 7,2]) выявлена выраженная лимфопения. На 10-е сутки наблюдения обнаружено значительное снижение количества лимфоцитов в 6,6 раза по сравнению с группой контроля ($p < 0,05$) (рис. 5) и в 3,3 раза ниже по сравнению с группой благоприятного прогноза ($p < 0,05$). В группе с неблагоприятным течением коронавирусной болезни лимфопения оказалась достоверно связана с повышенным риском летального исхода.

Таким образом, гематологические показатели периферической крови позволяют судить о выраженности воспалительного процесса и эффективности проводимой терапии при острой коронавирусной инфекции.

Результаты выполненных исследований показали, что развитие и прогрессирование воспалительной реакции характеризовалось возрастанием уровня интегрального параметра ИЛСОЭ на 1-е сутки у пациентов 1-ой группы с благоприятным прогнозом (1,44 отн. ед. [1,40; 1,52]) в 2,8 раза, у пациентов 2-ой группы с неблагоприятным прогнозом течения коронавирусной инфекции (3,43 отн. ед. [2,93; 3,60]) в 6,7 раза по отношению к таковому в группе контроля (0,51 отн. ед. [0,46; 0,59]) ($p < 0,05$).

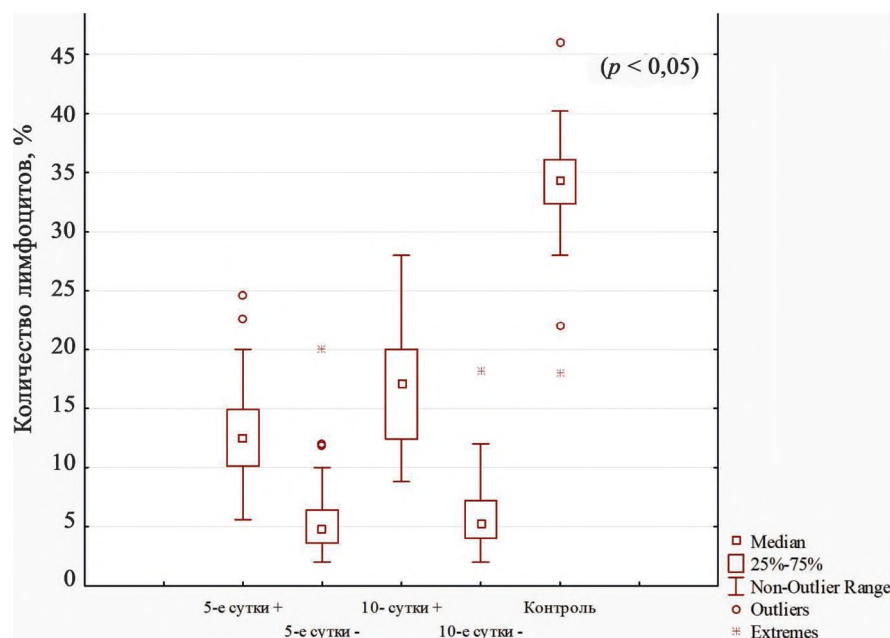


Рис. 5. Уровень лимфоцитов в периферической крови у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции в динамике лечения

Fig. 5. The level of lymphocytes in peripheral blood in patients with a favorable prognosis and a complicated course of coronavirus infection in the dynamics of treatment

На 5-е сутки наблюдения выявлено незначительное повышение исследуемого параметра до 2,06 отн. ед. [1,96; 2,24] в 1-й группе пациентов и до 3,53 отн. ед. [3,34; 3,84] во 2-й группе. Сравнительный анализ выполненных исследований показал (рис. 6) выраженный противовоспалительный ответ организма у пациентов с коронавирусной инфекцией на 10-е сутки лечения в группе благоприятного прогноза до 238 % (3,43 отн. ед. [3,24; 3,80]), при неблагоприятном прогнозе – до 162 % (5,56 отн. ед. [5,54; 5,78]) по отношению к значениям показателя ИЛСОЭ на 1-е сутки, соответственно, ($p_{\text{Wilcoxon's}} < 0,05$). Сопоставительный анализ интегральных индексов клеточной реактивности в исследуемых группах пациентов выявил выраженные изменения данных показателей на 10-е сутки наблюдения по отношению к контролю в 6,72 раза при благоприятном прогнозе и в 10,9 раза при неблагоприятном течении коронавирусной болезни ($p < 0,05$).

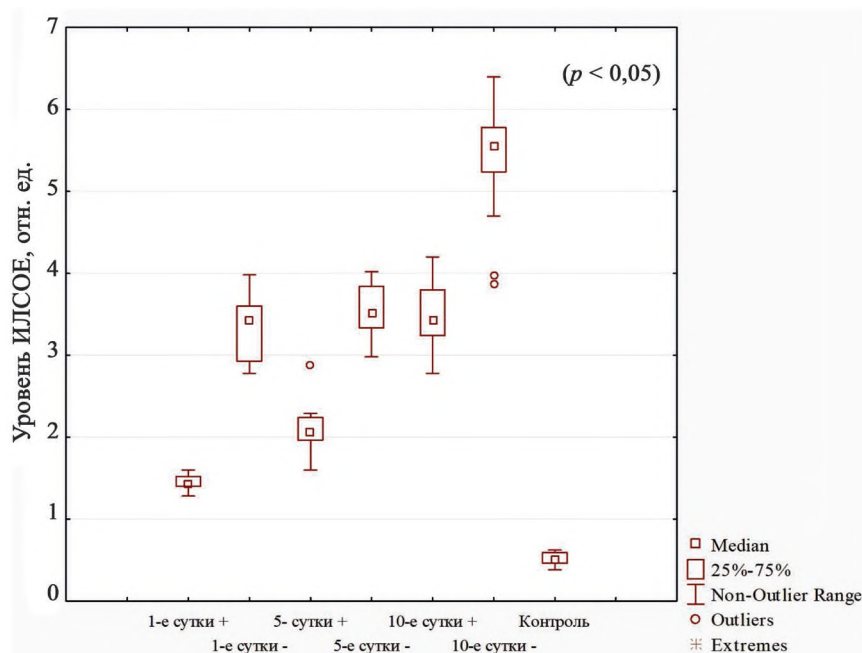


Рис. 6. Уровень показателя ИЛСОЭ у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции при мониторинге терапии

Fig. 6. ILSE level in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection when monitoring therapy

Развитие синдрома системного воспалительного ответа у пациентов с коронавирусной инфекцией характеризовалось увеличением параметра ЛИИ на 1-е сутки при благоприятном прогнозе (5,41 отн. ед. [5,28; 5,64]) в 5,4 раза, при неблагоприятном прогнозе (13,65 отн. ед. [13,22; 13,78]) – в 13,5 раза по сравнению со значением показателя в контроле (1,01 отн. ед. [0,92; 1,18]) ($p < 0,05$). У пациентов с благоприятным прогнозом отмечено снижение на 10-е сутки исследуемого параметра ЛИИ (4,20 отн. ед. [3,93; 5,24]) в 1,3 раза по отношению к 1-ым суткам наблюдения. У пациентов с COVID-19 при неблагоприятном прогнозе синдром системного воспалительного ответа с развитием тяжелых деструктивных процессов в органах и тканях сопровождался увеличением показателя ЛИИ с 13,65 отн. ед. [13,22; 13,78] на 1-е сутки до 33,19 отн. ед. [30,90; 36,74] в 2,4 раза на 10-е сутки наблюдения (рис. 7).

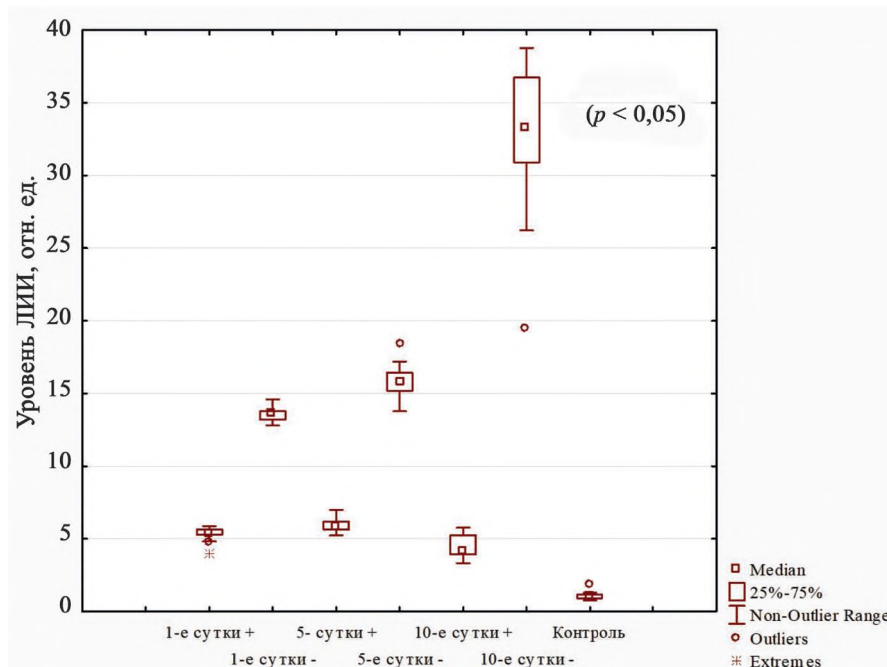


Рис. 7. Уровень показателя ЛИИ у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции при мониторинге терапии

Fig. 7. LII level according in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection when monitoring therapy

Развитие вирусной инфекции SARS-CoV-2 с присоединением бактериального компонента сопряжено с углублением дисфункции иммунной системы организма. У пациентов 1-ой группы уровень параметра ИСНЛ на 1-е сутки повышен в 3 раза (7,90 отн. ед. [7,20; 8,28]), у пациентов с неблагоприятным прогнозом в 7,5 раза (20,14 отн. ед. [19,22; 21,46]) по отношению к контролю (2,67 отн. ед. [2,14; 2,88]) ($p < 0,05$). Преобладание в гемограмме клеточных элементов неспецифической защиты над специализированными клетками иммунной защиты при тяжелом течении коронавирусной инфекции сопровождалось развитием «нейтрофильного взрыва» с возрастанием показателя ИСНЛ у пациентов с неблагоприятным прогнозом в 9,1 раза (24,32 отн. ед. [22,48; 25,48]) на 10-е сутки наблюдения по сравнению с таковым в контроле. У пациентов с благоприятным прогнозом на 5-е сутки наблюдалось повышение данного показателя до 11,80 отн. ед. [10,98; 13,65], а затем на 10-е сутки отмечена тенденция к понижению значений изучаемого параметра до 7,88 отн. ед. [6,92; 8,22] ($p > 0,05$) (рис. 8).

Активация микро- и макрофагальной системы защиты у данных пациентов выявила повышение значений показателя ИСНМ в 1-ой группе на 1-е сутки в 1,3 раза (15,24 отн. ед. [13,65; 15,80]), при неблагоприятном прогнозе – (до 27,76 отн. ед. [24,58; 30,90]) в 2,3 раза по сравнению с таковым в контроле (11,83 отн. ед. [11,02; 13,28]) ($p < 0,05$) (рис. 9). В группе пациентов с благоприятным прогнозом на 5-е сутки наблюдалось повышение данного показателя до 24,51 отн. ед. [22,28; 26,52] с последующим понижением на 10-е сутки наблюдения до 16,80 отн. ед. [24,58; 30,90]. У пациентов с неблагоприятным прогнозом отмечена тенденция к повышению уровня ИСНМ на протяжении всех дней наблюдения (на 5-е сутки – 42,73 отн. ед. [37,80; 45,06] с максимальными значениями показателя до 43,47 отн. ед. [41,98; 45,14] в 3,7 раза на 10-е сутки по отношению к таковым в контроле ($p < 0,05$).

Таким образом, интегральные показатели клеточной реактивности гомеостаза позволяют прогнозировать развитие системного воспалительного ответа и «нейтрофильного взрыва», исход заболевания при острой коронавирусной инфекции.

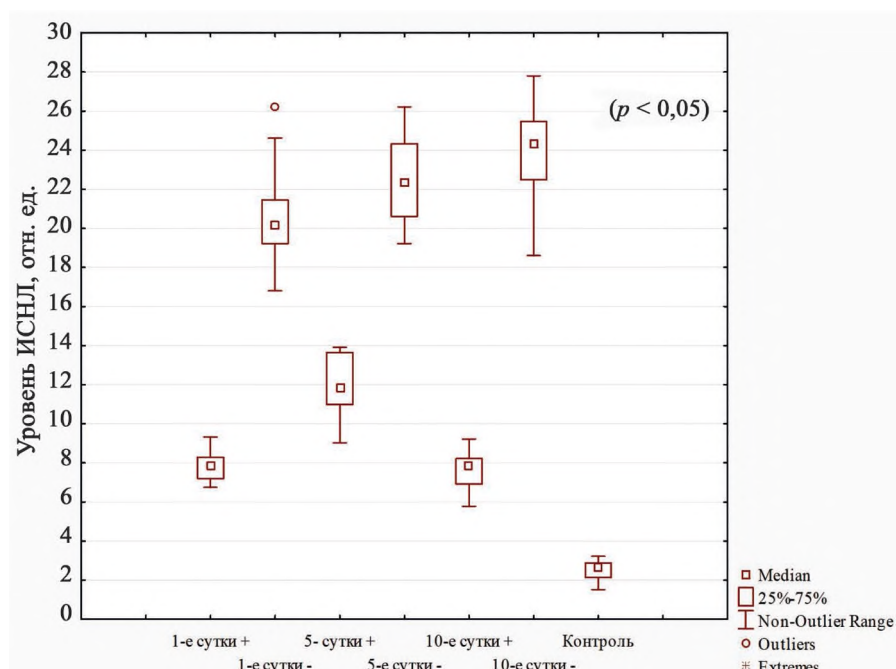


Рис. 8. Уровень показателя ИСНЛ у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции при мониторинге терапии

Fig. 8. IRNL level in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection when monitoring therapy

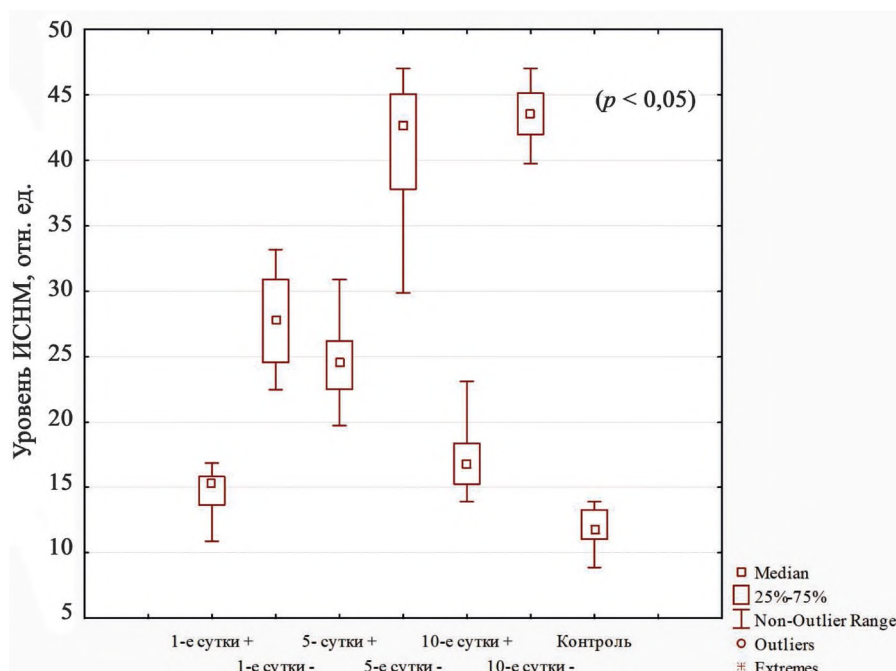


Рис. 9. Уровень показателя ИСНМ у пациентов с благоприятным прогнозом и с осложненным течением коронавирусной инфекции при мониторинге терапии

Fig. 9. IRNM level in patients with a favorable prognosis and with a complicated course of coronavirus infection when monitoring therapy

Современный уровень развития фундаментальной и клинической медицины основывается на интегральной математической оценке диагностической ценности отдельных симптомов и клинико-диагностических тестов.

Для количественной оценки степени тяжести состояния пациента, прогнозирования исхода течения заболевания применяются интегральные медицинские показатели.

Исследование гемограммы показало, что развитие острого инфекционного заболевания, связанного с новым штаммом вируса SARS-CoV-2, обусловлены более низким порогом возбудимости системы крови по сравнению с другими функциональными системами организма. Как правило, гомеостаз отличается быстрым реагированием на изменения внешней и внутренней среды.

Увеличение числа лейкоцитов в периферической крови является следствием системной инфекционной воспалительной реакции – специфической патологической формы общего адаптационного ответа организма на вирусную инфекцию. Повышение абсолютного количества лейкоцитов с увеличением процентного содержания нейтрофильных форм свидетельствовало об увеличенном потреблении лейкоцитов в очагах повреждения.

Сопоставительный анализ интегральных индексов клеточной реактивности у пациентов с осложненным течением коронавирусной инфекции выявил, что изменение неспецифической адаптационной реакции характеризовалась повышением клеточной реактивности с углублением системной воспалительной реакции, повышением лейкоцитарного индекса интоксикации, преобладанием в лейкограмме клеточного пула неспецифической защиты.

Острое развитие инфекционного процесса с преимущественным поражением легких в анализируемой группе пациентов сопровождалось активизацией воспалительно-некротических процессов, значительным увеличением (в 5,8 раза) лейкоцитарного индекса интоксикации, активизацией процессов неспецифической защиты и инициацией гиперчувствительности немедленного типа.

Проведенными исследованиями установлено, что глубокие изменения в иммунной системе у пациентов при новом штамме коронавирусной инфекции является одним из определяющих факторов течения заболевания. Так, значимая выраженность лабораторных проявлений иммунодефицита характеризовалась интенсификацией реакций неспецифической защиты с нарушением соотношения микрофагально-макрофагальной системы и преобладанием эффекторных звеньев иммунологического процесса.

Таким образом, на основе мониторинга выполненных исследований интегральных показателей гемограммы разработана клинико-лабораторная система оценки эндогенной интоксикации, позволяющая объективно, по количественным параметрам определить степень тяжести пациентов с коронавирусной инфекцией, разработать комплексный план лечения при развитии осложнений, проводить мониторинг лечения и установить прогноз (таблица).

Система оценки степени тяжести эндогенной интоксикации у пациентов с COVID-19

System for assessing the severity of endogenous intoxication in patients with COVID-19

Показатели	Контроль	Степень тяжести эндотоксемии			
		I (легкая)	II (средней тяжести)	III (тяжелая)	IV (крайне тяжелая)
ЧСС, мин ⁻¹	74,9 ± 1,25	102,9 ± 3,67	116,5 ± 3,96	126,2 ± 4,29	130,6 ± 2,89
ЧДД, мин ⁻¹	16,35 ± 1,62	23,52 ± 1,21	26,15 ± 2,34	30,4 ± 1,54	32,48 ± 1,75
Нарушение функции ЦНС	Отсутствуют	Легкое оглушение сознания	Умеренное оглушение сознания	Глубокое оглушение сознания	Кома (умеренная, глубокая, запредельная)
ЛИИ, усл. ед.	1,01 ± 0,06	4,82 ± 0,28	7,68 ± 1,57	15,53 ± 1,36	23,72 ± 2,75
ИЛСОЭ, усл. ед.	0,518 ± 0,04	2,79 ± 0,54	3,43 ± 0,37	4,05 ± 0,87	5,35 ± 0,69
ИСНМ, усл. ед.	11,83 ± 3,22	17,53 ± 2,89	26,53 ± 3,47	32,2 ± 4,25	40,39 ± 4,58
ИСЛМ, усл. ед.	5,78 ± 0,83	3,2 ± 0,73	2,34 ± 0,54	1,98 ± 0,42	1,57 ± 0,31
ИСНЛ, усл. ед.	2,67 ± 0,06	8,89 ± 0,75	11,78 ± 1,24	22,36 ± 2,38	25,58 ± 2,04
ИСЛ, усл. ед.	2,30 ± 0,09	3,78 ± 0,06	6,87 ± 0,21	11,39 ± 0,47	15,25 ± 0,53

Заключение

У пациентов с коронавирусной инфекцией COVID-19 развитие неспецифической адаптационно-компенсаторной реакции различной степени выраженности сопряжено с высоким напряжением стресс-реализующих механизмов регуляции и развитием осложнений. Гомеостаз пациентов с осложненным течением коронавирусной инфекции характеризовался достоверно значимыми изменениями интегральных показателей клеточной реактивности организма, позволяющими прогнозировать течение заболевания и его исход в процессе комплексного лечения.

Эндогенная интоксикация при развитии осложнений течения коронавирусной инфекции характеризуется I–IV степенями тяжести, которым соответствуют разные патогенетические уровни нарушений гуморальных механизмов регуляции, состояния органов биотрансформации и элиминации, расстройств гомеостаза. Использование дифференцированного подхода к оценке гематологических сдвигов в мониторинге терапии позволяет прогнозировать риск развития осложнений и неблагоприятный исход.

Объективная оценка степени тяжести эндогенной интоксикации у пациентов с острой вирусной SARS-CoV-2 инфекцией на клиническом уровне включает использование, наряду с данными классической гемогаммы, информативные и прогностически значимые показатели клеточной реактивности организма, которые в интегральной форме достоверно отражают функциональное состояние основных органов и систем жизнеобеспечения организма, выраженность системной воспалительной реакции, катаболических процессов и эндотоксемию.

Интегральные показатели клеточной реактивности гомеостаза позволяют прогнозировать развитие системного воспалительного ответа и «нейтрофильного взрыва», исход заболевания при острой коронавирусной инфекции.

Библиографические ссылки

1. Li J, He X, Yuan Y, et al. Meta-analysis investigating the relationship between clinical features, outcomes, and severity of Severe Acute Respiratory Syndrome Coronavirus 2 (SARS-CoV-2) pneumonia. *American journal of infection control*. 2020; S0196-6553(20)30369-30372. Doi: 10.1016/j.ajic.2020.06.008
2. Zheng Z, Peng F, Xu B, et al. Risk factors of critical & mortal COVID-19 cases: a systematic literature review and meta-analysis. *Journal of Infection diseases*. 2020;81(2):e16-e25. Doi: 10.1016/j.jinf.2020.04.021
3. Wynants L, Van Calster B, Collins GS, et al. Prediction models for diagnosis and prognosis of COVID-19 infection: systematic review and critical appraisal. *BMJ*. 2020;369:m1328. Doi: 10.1136/bmj.m1328
4. Li X, Xu S, Yu M, et al. Risk factors for severity and mortality in adult COVID-19 inpatients in Wuhan. *Journal of allergy and clinical immunology*. 2020;146(1):110–118. Doi: 10.1016/j.jaci.2020.04.006
5. Wang F, Nie J, Wang H, et al. Characteristics of peripheral lymphocyte subset alteration in COVID-19 pneumonia. *Journal of infectious diseases*. 2020;221(11):1762–1769. Doi: 10.1093/infdis/jiaa150
6. Qin C, Zhou L, Hu Z, et al. Dysregulation of immune response in patients with COVID-19 in Wuhan, China. *Journal of infectious diseases*. 2020;71(15):762–768. Doi: 10.1093/cid/ciaa248
7. Zhang J, Wang X, Jia X, et al. Risk factors for disease severity, unimprovement, and mortality in COVID-19 patients in Wuhan, China. *Clinical microbiology and infection*. 2020;26(6):767–772. Doi: 10.1016/j.cmi.2020.04.012.
8. Fan BE, Chong VC, Chan SS, et al. Hematologic parameters in patients with COVID-19 infection. *American journal of hematology*. 2020;95(6): E131–E134. Doi: 10.1002/ajh.25774.
9. Yang X, Yu Y, Xu J, et al. Clinical course and outcomes of critically ill patients with SARS-CoV-2 pneumonia in Wuhan, China: a single-centered, retrospective, observational study. *Lancet. Respiratory medicine*. 2020;8(5):475–481. Doi: 10.1016/S2213-2600(20)30079-5.
10. Смолякова ПМ, Козырева ЕА, Шпадарук ЕМ. Гематологические интегральные показатели в оценке клеточной реактивности организма при коронавирусной инфекции COVID-19. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:77–84.

References

1. Li J, He X, Yuan Y, et al. Meta-analysis investigating the relationship between clinical features, outcomes, and severity of Severe Acute Respiratory Syndrome Coronavirus 2 (SARS-CoV-2) pneumonia. *American journal of infection control*. 2020; S0196-6553(20)30369-30372. Doi: 10.1016/j.ajic.2020.06.008
2. Zheng Z, Peng F, Xu B, et al. Risk factors of critical & mortal COVID-19 cases: a systematic literature review and meta-analysis. *Journal of Infection diseases*. 2020;81(2):e16-e25. Doi: 10.1016/j.jinf.2020.04.021
3. Wynants L, Van Calster B, Collins GS, et al. Prediction models for diagnosis and prognosis of COVID-19 infection: systematic review and critical appraisal. *BMJ*. 2020;369:m1328. Doi: 10.1136/bmj.m1328
4. Li X, Xu S, Yu M, et al. Risk factors for severity and mortality in adult COVID-19 inpatients in Wuhan. *Journal of allergy and clinical immunology*. 2020;146(1):110–118. Doi: 10.1016/j.jaci.2020.04.006
5. Wang F, Nie J, Wang H, et al. Characteristics of peripheral lymphocyte subset alteration in COVID-19 pneumonia. *Journal of infectious diseases*. 2020;221(11):1762–1769. Doi: 10.1093/infdis/jiaa150
6. Qin C, Zhou L, Hu Z, et al. Dysregulation of immune response in patients with COVID-19 in Wuhan, China. *Journal of infectious diseases*. 2020;71(15):762–768. Doi: 10.1093/cid/ciaa248
7. Zhang J, Wang X, Jia X, et al. Risk factors for disease severity, unimprovement, and mortality in COVID-19 patients in Wuhan, China. *Clinical microbiology and infection*. 2020;26(6):767–772. Doi: 10.1016/j.cmi.2020.04.012.
8. Fan BE, Chong VC, Chan SS, et al. Hematologic parameters in patients with COVID-19 infection. *American journal of hematology*. 2020;95(6): E131–E134. Doi: 10.1002/ajh.25774.
9. Yang X, Yu Y, Xu J, et al. Clinical course and outcomes of critically ill patients with SARS-CoV-2 pneumonia in Wuhan, China: a single-centered, retrospective, observational study. *Lancet. Respiratory medicine*. 2020;8(5):475–481. Doi: 10.1016/S2213-2600(20)30079-5.
10. Smolyakova RM, Kozyreva EA, Shpadaruk EM. *Gematologicheskie integral'nye pokazateli v otsenke kletочноi reaktivnosti organizma pri koronavirusnoi infektsii COVID-19* [Hematological intention of cellular reality Read more about COVID-19]. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:77–84. Russian.

ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

УДК 504.06.620.95

ОЦЕНКА ПОТЕНЦИАЛА БИОТОПЛИВА КАК МЕСТНОГО ИСТОЧНИКА ВОЗОБНОВЛЯЕМОЙ ЭНЕРГИИ

О. И. РОДЬКИН¹⁾, Е. В. ЗЕЛЕНУХО²⁾, В. И. ГЛУХОВСКИЙ²⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

²⁾Белорусский национальный технический университет,
пр. Независимости, 65, 220123, г. Минск, Беларусь

Местные источники энергии, основу которых составляет твердое органическое топливо, играют значительную роль в энергетическом балансе Республики Беларусь. К категории местных относятся как возобновляемые источники энергии, так и невозобновляемые, в первую очередь торф. Наиболее перспективными источниками возобновляемого биотоплива для энергетических целей в Республике Беларусь являются растительные остатки зерновых культур (солома), кукурузы на зерно, переработки льна и естественные болотные травы, не используемые в качестве кормов для сельскохозяйственного животноводства. Суммарный потенциал получения возобновляемой биомассы на энергетические цели в стране по экспертным оценкам составляет свыше 2 млн т у. т., из которого в настоящее время, по расчетам, основанным на количестве действующих биоэнергетических установок, используется не более 10 %. К несомненному и основному преимуществу возобновляемых источников относится нулевая эмиссия парниковых газов. Количество диоксида

Образец цитирования:

Родькин ОИ, Зеленуха ЕВ, Глуховский ВИ. Оценка потенциала биотоплива как местного источника возобновляемой энергии. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;4:65–73.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-65-73>

For citation:

Rodzkin AI, Zelianukha AV, Glukhovskij VI. The assessment of biofuel potential as a local renewable energy source. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:65–73. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-65-73>

Авторы:

Олег Иванович Родькин – доктор биологических наук, доцент; директор.
Елена Владимировна Зеленуха – старший преподаватель кафедры «Инженерная экология».
Виктор Иванович Глуховский – кандидат технических наук; заведующий лабораторией.

Authors:

Aleh I. Rodzkin, doctor of science (biology), docent; director.
aleh.rodzkin@rambler.ru
Alena V. Zelianukha, senior lecturer at the department of «Engineering Ecology».
z_elena80@mail.ru
Viktor I. Glukhovskij, PhD (engineering); head of the laboratory.
399147@tut.by

углерода, которое выбрасывается в окружающую среду, утилизируется растениями в процессе фотосинтеза. Потенциальное снижение выбросов парниковых газов в случае замены ископаемых энергоносителей на возобновляемое биотопливо в масштабах страны составит более 4 млн т CO₂-эквивалент. При экологической оценке возобновляемой биомассы необходимо учитывать, что ее утилизация для получения электрической и тепловой энергии также является одним из факторов воздействия на окружающую среду. Это влияние характеризуется химическим загрязнением биосферы (выбросы и сбросы загрязняющих веществ в газообразном, жидком и твердом состоянии), тепловым загрязнением воздушного бассейна и водных объектов, физическим воздействием, а также изъятием природных ресурсов для технологических нужд и размещения основной площадки объекта энергетики. По результатам исследований экспериментальных образцов твердого местного топлива установлено, что возобновляемое биотопливо является более экологичным в сравнении с брикетами из фрезерного торфа, так как в образцах соломы и древесных отходов содержится значительно меньше тяжелых металлов, азота и серы.

Ключевые слова: биотопливо; солома; торф; возобновляемые источники энергии; тяжелые металлы; воздействие на окружающую среду.

THE ASSESSMENT OF BIOFUEL POTENTIAL AS A LOCAL RENEWABLE ENERGY SOURCE

A. I. RODZKIN^a, A. V. ZELIANUKHA^b, V. I. GLUKHOVSKI^b

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daihabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

^bBelarusian National Technical University,
65 Niezaležnasci Avenue, Minsk, 220123, Belarus

Corresponding author: A. I. Rodzkin (aleh.rodzkin@rambler.ru)

Local energy sources are solid fossil fuels, which play a role in the energy balance of the Republic of Belarus. The category includes both renewable energy sources and non-renewable, primarily peat. The most promising sources of vegetable biofuels for energy purposes in the Republic of Belarus are natural stocks after grain crops (straw), corn for grain, flax processing and natural wetlands grasses which not used as feed for agricultural livestock. The total potential for obtaining biomass production for energy purposes in the country, according to expert estimates, is over 2 million toe, of which at present, according to calculations based on a large number of bioenergy installations, no more than 10 % are used. A credible and major profit of renewable biomass using is zero greenhouse gas emissions. The amount of carbon dioxide that is released into the environment is utilized by plants through the process of photosynthesis. The potential reduction in greenhouse gas emissions in the event of replacing fossil fuels in the region with biofuels on a national scale totals more than 4 million tons of CO₂-equivalent. When evaluating the environment of biomass, it must be taken into account that utilization of biomass for renewable energy is also an environmental impact factor. This influence is characterized by chemical pollution of the biosphere (emissions and discharges of pollutants in gaseous, liquid and solid states), thermal pollution of the air and water bodies, physical impact, as well as the withdrawal of natural resources for technological needs and the placement of the main site of an energy facility. According to the results of experimental studies of solid local fuels, it was found that renewable biofuel is more environmentally friendly to compare with briquettes from peat, since the contents of heavy metals, nitrogen and sulfur in straw and wood waste samples is significantly less than in peat.

Keywords: biofuel; straw; peat; renewable energy sources; environmental impact; heavy metals.

Введение

Местные источники энергии, основу которых составляет твердое органическое топливо, играют значительную роль в энергетическом балансе Республики Беларусь. В соответствии с Государственной программой «Энергосбережение» на 2021–2025 гг., их доля должна составить не менее 16,5 %. Это способствует, наряду с использованием атомной энергии, достижению нормативного уровня энергетической самостоятельности страны¹.

К категории местных относятся как возобновляемые источники энергии, так и невозобновляемые, в первую очередь торф. К несомненному и основному преимуществу возобновляемых источников, доля которых в валовом потреблении ТЭР (топливно-энергетических ресурсов) к 2025 г. должна составлять не менее 8 %, относится нулевая эмиссия парниковых газов. В соответствии с решениями Киотского протокола и других соглашений, включая Парижское соглашение 2020 г., выбросы парниковых газов при

¹Государственная программа «Энергосбережение» на 2021–2025 гг. Утв. постановлением Совета Министров Республики Беларусь № 103 от 24.02.2021 г.

сжигании возобновляемой биомассы энергетических культур не принимаются в расчет при определении углеродных квот [1]. Количество диоксида углерода, которое выбрасывается в окружающую среду, утилизируется растениями в процессе фотосинтеза, а фитомасса ивы относится к категории возобновляемых источников энергии и считается «нейтральным» топливом.

Тем не менее, при экологической оценке возобновляемой биомассы необходимо учитывать, что ее утилизация для получения электрической и тепловой энергии также является одним из факторов воздействия на окружающую среду. Это влияние характеризуется химическим загрязнением биосферы (выбросы и сбросы загрязняющих веществ в газообразном, жидком и твердом состоянии), тепловым загрязнением воздушного бассейна и водных объектов, физическим воздействием, а также изъятием природных ресурсов для технологических нужд и размещения основной площадки объекта энергетики.

К числу важнейших проблем, связанных со сжиганием органического топлива, относятся выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух, основными из которых являются оксиды азота (NO_x), оксид углерода (CO), диоксид серы (SO_2), твердые частицы и парниковые газы. Такие загрязняющие вещества, как тяжелые металлы, стойкие органические загрязнители (диоксины/фураны, ПХБ, ГХБ, ПАУ), поступают в атмосферный воздух в небольших количествах, однако могут оказывать значительное воздействие на состояние окружающей среды в связи с тем, что обладают высокой токсичностью или устойчивостью.

Образование выбросов оксидов серы связано с присутствием серы в топливе. Органическое топливо содержит серу в виде неорганических сульфидов или органических соединений. Среди оксидов серы, образующихся в процессе сжигания, значительно преобладает диоксид (SO_2)².

Основными оксидами азота, образующимися в процессе сжигания органических видов топлива, являются оксид азота (NO), диоксид азота (NO_2) и закись азота (N_2O). Первые два соединения NO и NO_2 образуют смесь NO_x , которая составляет более 90 % всех выбросов оксидов азота крупных топливосжигающих установок. Существуют три основных механизма образования NO_x , которые характеризуются источником азота и условиями протекания реакции: «термические» NO_x образуются в результате реакции между кислородом и азотом воздуха; «топливные» NO_x формируются из азота, содержащегося в топливе; «быстрые» NO_x формируются в результате преобразования молекулярного азота³.

В качестве промежуточного продукта горения образуется оксид углерода (CO), особенно при нестехиометрических условиях. Образование CO указывает на неполное сгорание топлива, что приводит к снижению КПД котельной установки, а также риску коррозии. Механизмы формирования CO , «термических» NO и летучих органических соединений (ЛОС) зависят от условий горения.

Выбросы тяжелых металлов являются результатом их естественного присутствия в органическом топливе⁴. В настоящее время к числу тяжелых металлов, которые определяются при сжигании твердого топлива, относятся: кадмий и его соединения (в пересчете на кадмий); медь и ее соединения (в пересчете на медь); никель оксид (в пересчете на никель); ртуть и ее соединения (в пересчете на ртуть); свинец и его неорганические соединения (в пересчете на свинец); хрома трехвалентные соединения (в пересчете на хром трехвалентный); цинк и его соединения (в пересчете на цинк); мышьяк, неорганические соединения (в пересчете на мышьяк).

Выбросы тяжелых металлов в атмосферный воздух при сжигании топлива осуществляются преимущественно с твердыми частицами. Выбросы ртути осуществляются с твердыми частицами и в парогазовой фазе.

Таким образом, при оценке потенциала использования биотоплива для производства энергии необходимо учитывать не только его наличие, но и возможное воздействие на окружающую среду.

Цель исследований – экспертная оценка ресурсов возобновляемой биомассы в Республике Беларусь и уровень ее потенциального воздействия на окружающую среду в сравнении с невозобновляемыми видами твердого органического топлива.

Результаты исследования и их обсуждение

К потенциальным и наиболее перспективным источникам возобновляемой биомассы, которую можно эффективно использовать для производства энергии, можно отнести растительные остатки, однолетние и многолетние травы, энергетические культуры [2].

Сельскохозяйственные растительные остатки. С учетом природно-климатических и хозяйственных условий нашей страны наиболее перспективными для биоэнергетики культурами являются кукуруза,

² ТКП 17.02-17-2019 (33140). Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для топливосжигающих установок теплоэнергетики. Минск, 2019.

³ ТКП 17.08-01-2006 (02120). Охрана окружающей среды и природопользование. Атмосфера. Выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух. Порядок определения выбросов при сжигании топлива в котлах теплопроизводительностью до 25 МВт. Минск, 2006.

⁴ ТКП 17.08-14-2011 (02120). Охрана окружающей среды и природопользование. Атмосфера. Выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух. Правила расчета выбросов тяжелых металлов. Минск, 2011.

рапс, многолетние травы, зерновые и зернобобовые культуры. В Республике Беларусь площадь пашни, занятой под озимыми и яровыми зерновыми культурами, за последнее десятилетие остается достаточно стабильной, а средний валовой сбор зерна в стране приближается к 8–9 млн т, что соответствует производству приблизительно 9–10 млн т соломы [3].

Возможность выделения определенных объемов соломы в качестве биотоплива зависит от ряда факторов, однако это количество является нестабильным. Потенциальный объем использования соломы в качестве биотоплива на региональном уровне определяется с учетом ее применения на другие цели и по экспертным оценкам составляет 20–25 % [4].

Основной объем соломы используется в животноводстве [5] в качестве подстилки с последующим получением органических удобрений, а ее часть из общего объема расходуется на кормовые цели, для укрытия, запахивается в качестве органических удобрений и т. д. При среднем годовом производстве соломы в Беларуси при расчетном соотношении зерно/солома как 1:1,2 около 10 млн т в качестве биотоплива можно использовать 2–3 млн т без ущерба для других потребностей. Это количество приблизительно эквивалентно 0,6–0,9 млн т у. т. при энергетической ценности соломенных остатков, которая зависит от влажности и других факторов в пределах 10–17 МДж/кг.

Возможный объем использования соломы на энергетические цели в рамках конкретного хозяйства может быть установлен после расчета баланса ее потребления и соответствующего экономического обоснования. Технически доступные ресурсы сельскохозяйственной культуры при уборке урожая рассчитываются по соотношению урожайности солома-зерно. Данный показатель не является стабильным и зависит от сорта, генотипа, агротехники выращивания, погодных условий и т. д.

Перспективными для энергетических целей являются остатки после уборки и переработки льна и кукурузы на зерно. Площади этих культур за последние годы составляют соответственно около 50 и 220 тыс. гектаров.

Однолетние и многолетние травы. Однолетние и многолетние травы – потенциальный источник биомассы для энергетических целей. Площади однолетних трав в структуре пахотных земель Республики Беларусь составляют около 650 тыс. га, многолетних – около 1,4 тыс. га, луговых земель – около 1,4 млн га. Суммарная площадь пастбищ, лугов и посевов многолетних трав в стране составляет около 3,5 млн га [6; 15].

Следует отметить, что основной объем получаемой с этих площадей продукции используется на кормовые цели. Поэтому одним из перспективных направлений является применение в качестве биотоплива естественной растительности, которая по ряду причин мало используется в качестве корма для с/х животных. Такие виды травянистых растений, как тростник, канареечник, осока – это естественные многолетние травы, которые не представляют большой ценности в качестве кормов. Одним из источников болотной растительности являются выработанные торфяники, после проведения дополнительных мероприятий по рекультивации которых можно получать биомассу для производства возобновляемой энергии. Такой подход имеет дополнительное преимущество, так как территории осушенных выработанных торфяников вследствие разложения торфа, являются источником образования парниковых газов. Диоксид углерода можно аккумулировать в растительной биомассе, что снижает его эмиссию в атмосферу. Кроме того, для увеличения продуктивности естественной болотной растительности, как правило, обводняют территории выработанных торфяников, используя действующие или законсервированные мелиоративные системы, обеспечивает снижение эмиссии парниковых газов и препятствует разложению торфяного слоя [7].

На территориях выработанных торфяников в первые годы после прекращения добычи торфа отсутствуют условия для вегетации растений, но обводнение территорий позволяет решить эту проблему. Потенциально в Беларуси могут быть повторно заболочены и восстановлены около 500 000 га выработанных торфяников, наиболее реалистично в краткосрочной перспективе, согласно экспертным оценкам, – около 120 тыс. гектаров.

При средней урожайности биомассы естественных травостоев с продуктивных участков обводненных торфяников 16 т с гектара суммарный выход со всей площади составит 1,9 млн т, что эквивалентно 1,2 млн т у. т. Биомасса может быть использована для прямого сжигания, для производства пеллет и брикетов, в том числе в смеси с фрезерным торфом [8]. Такой подход является перспективным направлением для торфопредприятий. В этом случае часть потребности в торфяном сырье может быть заменена биомассой, полученной с выработанных и повторно-заболоченных участков, что увеличивает устойчивость предприятия и возможность стабильного производства.

Наряду с наличием биомассы, которая потенциально может быть использована в энергетических целях, важное значение имеет ее состав. С точки зрения воздействия на окружающую среду, одна из наиболее серьезных проблем – это содержание в биомассе соединений тяжелых металлов. Ориентировочное содержание тяжелых металлов в твердом топливе различного происхождения, согласно анализу литературных источников и результатов собственных исследований, представлено в табл. 1.

Содержание тяжелых металлов в ископаемом топливе может различаться в зависимости от месторождения, глубины залегания и других условий, а в древесине и соломе в зависимости от почвы, внесения удобрений и средств защиты растений и т. д. В табл. 1 представлены усредненные результаты оценки содержания тяжелых металлов в твердом топливе, потребляемом в Республике Беларусь [9–12].

Таблица 1

Среднее содержание тяжелых металлов в твердом топливе, потребляемом в Республике Беларусь

Table 1

Average content of heavy metals in solid fuel consumed in the Republic of Belarus

Тип топлива	Содержание тяжелых металлов, г/т							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Уголь каменный и бурый, среднее	20,0	0,25	8,3	9,3	0,2	9,2	7,1	36,2
Торф фрезерный	3,8	0,14	1,7	1,6	0,08	0,7	1,1	11,0
Торфяные брикеты	5,0	0,19	2,3	2,1	0,1	0,9	1,5	14,5
Дрова топливные, древесные отходы	0,05	0,08	0,31	1,59	0,01	0,62	0,41	6,5
Солома	0,02	1,1	9,2	34,2	0,01	4,1	0,7	2,5

Как следует из представленных данных, наиболее высокие показатели содержания тяжелых металлов, за исключением хрома и меди, характерны для угля. В древесных отходах содержание тяжелых металлов ниже, чем в торфяном топливе (как в фрезерном топливе, так и брикетах) и по большинству показателей сопоставимо с соломой. В соломе содержится больше меди, хрома и кадмия. Очевидно, это связано с внесением минеральных удобрений, особенно меди, которая является важным для нормального метаболизма растений элементом и в ряде случаев вносится специально.

Твердые виды топлива представляют собой сложные органические соединения, образованные в основном пятью элементами, – углеродом, водородом, кислородом, серой и азотом. В состав топлива также входит влага и негорючие минеральные вещества, которые после сгорания образуют золу. Влага и зола – это внешний балласт топлива, а кислород и азот – внутренний. Основным элементом горючей части является углерод, он обуславливает выделение наибольшего количества тепла. Однако, чем больше доля углерода в составе твердого топлива, тем труднее оно воспламеняется. Водород при сгорании выделяет в 4,4 раза больше тепла, чем углерод, но его доля в составе твердых топлив невелика. Кислород, не будучи теплообразующим элементом и связывая водород и углерод, снижает теплоту сгорания, поэтому является элементом нежелательным.

Результаты исследования химического состава образцов твердого топлива, выполненных на анализаторе «CHN628» фирмы LECO, представлены в табл. 2–4. Выбор данных образцов обусловлен развитием в республике предприятий торфяной, льняной и деревообрабатывающей промышленности [13].

Нежелательными, с точки зрения воздействия на окружающую среду, соединениями, входящими в состав твердого топлива, являются азот и сера. Количество азота в твердом топливе небольшое, но он способен образовывать вредные для окружающей среды и человека оксиды. Сера при сгорании образует оксиды, которые приводят к коррозии металла котлов и загрязнению атмосферного воздуха. Оксиды азота, серы, углерода являются основными составляющими кислотных дождей (осадков) [14]. Наиболее высокое содержание азота и серы характерно для фрезерного торфа. Отходы деревообработки практически не содержат серы и очень незначительное количество азота, что делает их наиболее экологичным видом топлива.

Химический состав обуславливает теплотворную способность топлива, то есть количество теплоты, которое будет выделяться при его сжигании. Фрезерный торф содержит больше углерода, но меньше водорода, который также вносит существенный вклад в теплотворную способность топлива. Таким образом, анализ химического состава показывает, что биотопливо из возобновляемых источников при сгорании оказывает менее негативное воздействие на окружающую среду (атмосферный воздух) при близких величинах удельной теплоты сгорания. Несомненным преимуществом биотоплива из возобновляемых источников является его «нейтральность» относительно выбросов парниковых газов и, соответственно, изменения климата. Учитывая эти обстоятельства, рост мощностей по производству энергии из биомассы является одним из приоритетных направлений для устойчивого развития Республики Беларусь.

В настоящее время в республике насчитывается порядка 86 действующих установок, работающих на биомассе, суммарной электрической мощностью 186,39 МВт и суммарной тепловой мощностью 275,71 МВт [11]. Количество установок по административно-территориальным единицам представлено на рис. 1.

Таблица 2

Результаты определения содержания углерода C, водорода H, азота N и серы S в анализируемых образцах фрезерного торфа

Table 2

Results of determining the content of carbon C, hydrogen H, nitrogen N and sulfur S in the analyzed samples of milled peat

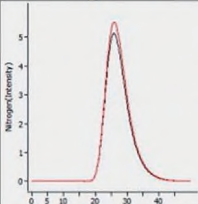
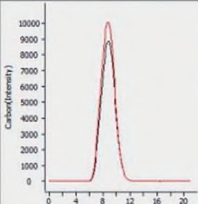
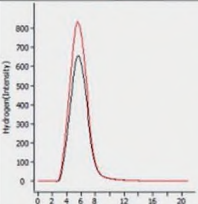
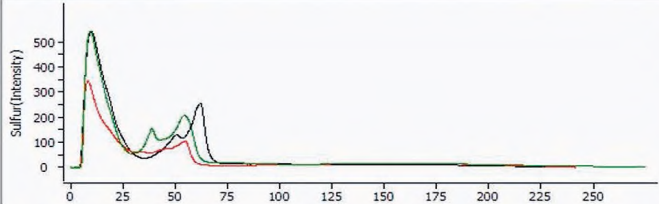
Образец	Содержание, %	Графики экспериментов
Фрезерный торф	C 55,30 H 6,16 N 3,45 S 0,27	Nitrogen %  Avg 3.45 Std 0.018 Rsd 0.524 n 2 70 torf 71 torf Carbon %  Avg 55.3 Std 2.83 Rsd 5.124 n 2 70 torf 71 torf Hydrogen %  Avg 6.16 Std 0.232 Rsd 3.768 n 2 70 torf 71 torf Sulfur %  Avg 0.274 Std 0.0881 Rsd 32.19 n 3 42 torf credn 43 torf credn 44 torf credn

Таблица 3

Результаты определения содержания углерода C, водорода H, азота N и серы S в анализируемых образцах опилок хвойных пород

Table 3

Results of determining the content of carbon C, hydrogen H, nitrogen N and sulfur S in the analyzed samples of softwood sawdust

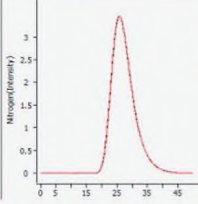
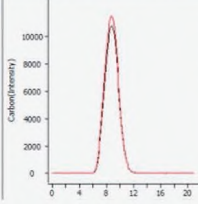
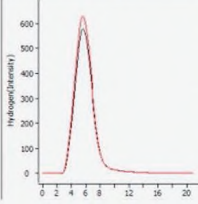
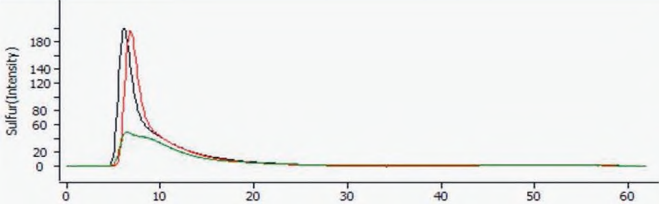
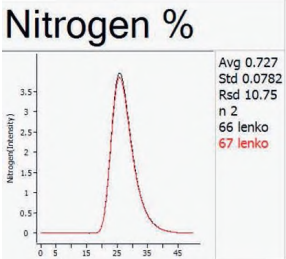
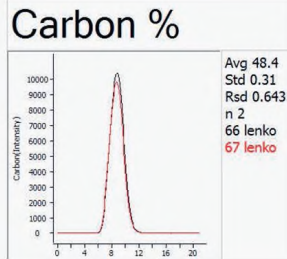
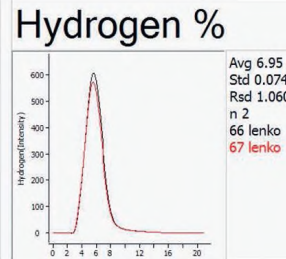
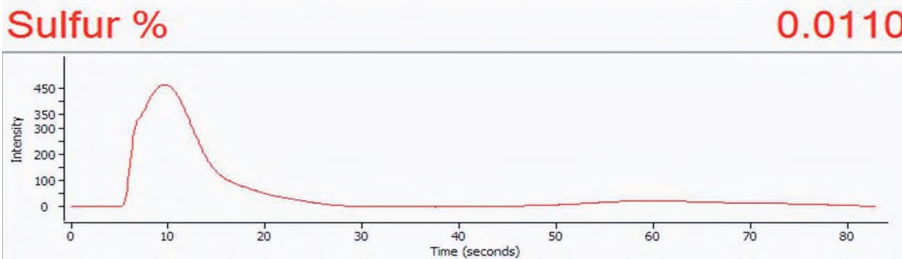
Образец	Содержание, %	Графики экспериментов
Древесные опилки	C 51,3 H 6,94 N 0,07 S 0	Nitrogen %  Avg 0.0736 Std 0.01329 Rsd 18.07 n 2 64 opilki 65 opilki Carbon %  Avg 51.3 Std 0.10 Rsd 0.197 n 2 64 opilki 65 opilki Hydrogen %  Avg 6.94 Std 0.095 Rsd 1.372 n 2 64 opilki 65 opilki Sulfur %  Avg -0.0807 Std 0.00594 Rsd 7.360 n 3 31 opilki 32 opilki 33 opilki

Таблица 4

Результаты определения содержания углерода C, водорода H, азота N и серы S в анализируемых образцах костры льна

Table 4

Results of determination of the content of carbon C, hydrogen H, nitrogen N and sulfur S in the analyzed samples of flax shives

Образец	Содержание, %	Графики экспериментов		
Льнокостра	C 48,4 H 6,95 N 0,73 S 0,01	Nitrogen %  Carbon %  Hydrogen % 		
		Sulfur % 0.0110		

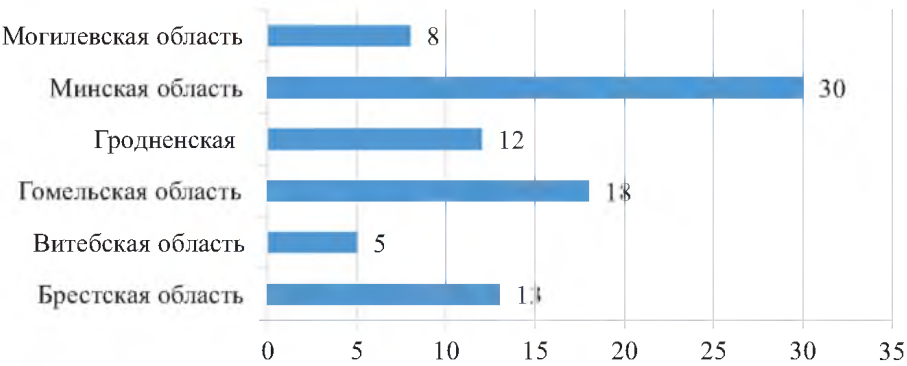


Рис. 1. Количество действующих установок, работающих на биомассе, по административно-территориальным единицам

Fig. 1. Number of operating biomass installations by administrative-territorial units

Количество производимой в год тепловой энергии данными установками составляет 1631,41 Гкал, количество производимой электрической энергии – 853,78 тыс. кВт·ч/год.

Согласно расчетам, количество сокращения потребления традиционных видов топлива за счет ВИЭ в стране составляет 498,01 т у. т./год, из них основной вклад (41 % или 205,63 т у. т.) приходится на энергию биомассы (рис. 2).

Как показано выше, потенциал использования биотоплива только из соломы зерновых культур в стране оценивается около 0,9 млн т у. т. в год. Потенциал биомассы естественных травостоев при условии обводнения территории выработанных торфяников оценивается в 1,2 млн т у. т. Из отходов переработки льна и остатков кукурузы при уборке на зерно на зерно может быть получено около 100 тыс. т биотоплива, что приблизительно эквивалентно 60 тыс. т у. т. Таким образом, суммарный потенциал получения возобновляемой биомассы на энергетические цели в стране составляет свыше 2 млн т у. т., из которого в настоящее время используется не более 10 %. Следовательно, потенциальное снижение выбросов парниковых газов в случае замены ископаемых энергоносителей на возобновляемое биотопливо в масштабах страны составит более 4 млн т CO₂-эквивалент.

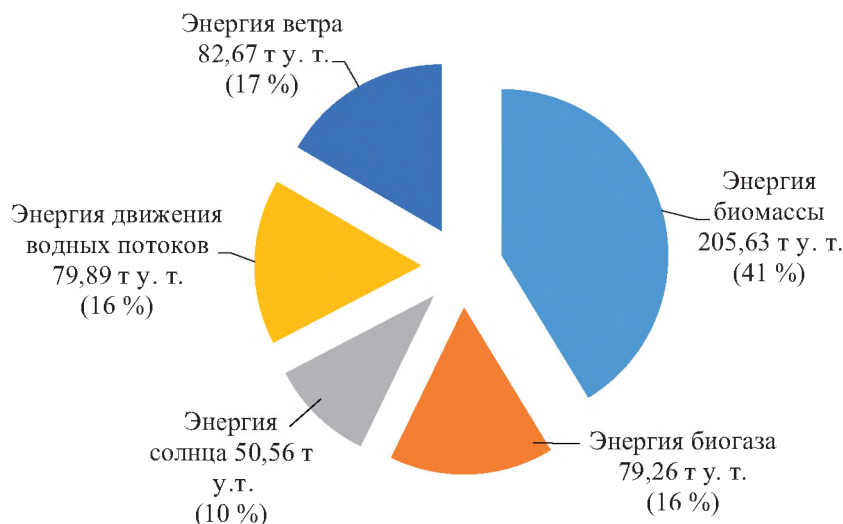


Рис. 2. Потенциальный объем сокращения потребления традиционных видов топлива за счет ВИЭ, т у. т.

Fig. 2. Potential volume of reduction in consumption of traditional fuels due to RES

Заключение

По результатам наших исследований можно сформулировать следующие выводы:

- наиболее перспективными источниками возобновляемого биотоплива для энергетических целей в Республике Беларусь являются растительные остатки зерновых культур (солома), кукурузы на зерно, переработки льна и естественные болотные травы, не используемые в качестве кормов для сельскохозяйственного животноводства. Суммарный потенциал получения возобновляемой биомассы на энергетические цели в стране, по экспертным оценкам, составляет свыше 2 млн т у. т., из которого в настоящее время, согласно расчетам, основанным на количестве действующих биоэнергетических установок, используется не более 10 %. Более точные расчеты могут быть сделаны на местном уровне балансовым методом с учетом использования биомассы на другие цели;

- по результатам исследований экспериментальных образцов твердого местного топлива установлено, что возобновляемое биотопливо является более экологичным в сравнении с брикетами из фрезерного торфа. В образцах соломы и древесных отходов содержится значительно меньше тяжелых металлов, а также азота и серы, выбросы оксидов которых оказывают негативное воздействие на окружающую среду, в частности обуславливают образование кислотных атмосферных осадков (дождей);

- основным преимуществом биотоплива из возобновляемых источников по сравнению с ископаемым топливом является его «нейтральность» относительно выбросов парниковых газов и, соответственно, изменение климата. Потенциальное снижение выбросов парниковых газов в случае замены ископаемых энергоносителей на возобновляемое биотопливо в масштабах страны составит более 4 млн т CO₂-эквивалент. В настоящее время, согласно расчетам, этот потенциал используется не более чем на 10 %. Учитывая данные обстоятельства рост мощностей по производству энергии из биомассы является одним из приоритетных направлений для устойчивого развития Республики Беларусь.

Библиографические ссылки

1. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [Internet, cited 2023 July 20]. Available from: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol1.html>.
2. Ермашкевич ВН, Румянцева ЮН. *Возобновляемые источники энергии Беларуси: прогноз, механизмы реализации*. Минск: БИП-С; 2004. 121 с.
3. *Сельское хозяйство Республики Беларусь, 2022. Статистический буклет*. – Минск: Национальный статистический комитет Республики Беларусь; 2022. 35 с.
4. Добышев, АС, Крупенько АА. *Сушка зерна с использованием нетрадиционных видов топлива; Программа Европейского Союза TACIS*. Горки: [б. и.]; 2006. 33 с.
5. Босак ВН. *Органические удобрения*. Пинск: ПолесГУ; 2009. 255 с.
6. Реестр земельных ресурсов Республики Беларусь [Интернет, процитировано 10 июля 2023]. URL: <http://gki.gov.by/ru/>
7. Родькин ОИ, Ракович ВА, Wichtmann W. *Производство возобновляемой биомассы на выработанных торфяниках как метод снижения выбросов парниковых газов*. В: *Шестое национальное сообщение по осуществлению рыночной конвенции об изменении климата в контексте региональных проблем устойчивого развития Республики Беларусь. Материалы международного семинара, 5–6 ноября 2014*. Минск: [б. и.]; 2014. с. 72–82.

8. Rodzkin A, Kundas S, Chamenak Y, Khroustalev B, Wichtmann W. The assessment of cost of biomass from post-mining peaty lands for pellet fabrication. *Environmental and Climate Technologies*. 2018;22(1):118–131.
9. Energy 21: the Danish government's action plan for energy 1996. Danish Ministry of Environment and Energy. Copenhagen : The Ministry; 1996. 79 p.
10. Родькин ОИ. Оценка эффективности использования быстрорастущих древесных культур для фиторемедии загрязненных экосистем. *Вестн. ИРГСХА*. 2018;84:40–50.
11. Родькин ОИ. Физиологические характеристики и продуктивность картофеля при использовании золы в качестве удобрения. *Экологический вестник*. 2013;4(26):89–94.
12. Селюкова СВ, Лукин СВ. Оценка содержания тяжелых металлов в кукурузе и подсолнечнике. *Агрохимический вестник*. 2017;5:52–55.
13. Зеленуха ЕВ. Исследование топливных характеристик горючих вторичных энергетических ресурсов. В: *14-я Международная конференция по проблемам горной промышленности, строительства и энергетики «Социально-экономические и экологические проблемы горной промышленности, строительства и энергетики»*. Тула: [б. и.]; 2018. с. 213–217.
14. Зеленуха ЕВ, Родькин ОИ. Способы снижения выбросов при сжигании твердого топлива. В: *Сборник материалов XVIII Международной научно-практической конференции «Инжиниринг и управление: от теории к практике»*. Минск: БНТУ; 2021. с. 111–112.
15. Государственный кадастр возобновляемых источников энергии [Интернет, процитировано 10 июля 2023]. URL: <http://195.50.7.239/Cadastre/Map>.

Reference

1. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [Internet, cited 2023 July 20]. Available from: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol1.html>.
2. Ermashkevich VN, Rumjanceva JN. *Vozobnovljaemye istochniki jenerгии Belarusi: prognoz, mehanizmy realizacii* [Possible energy sources of Belarus: forecast, implementation mechanisms]. Minsk: BIP-S; 2004. 121 p. Russian.
3. *Selskoe hozjajstvo Respubliki Belarus, 2022. Statisticheskij buklet* [Agriculture of the Republic of Belarus, 2022. Statistical booklet]. Minsk : Natsionalnyy statisticheskiy komitet Respubliki Belarus; 2022. 35 p. Russian.
4. Dobyshev AS. *Sushka zerna s ispol'zovaniem netradicionnyh vidov topliva* [Drying grain using non-traditional fuels]. *Programma Evropejskogo Sojuza TACIS*. Gorki: [publisher unknown]; 2006. 33 p. Russian.
5. Bosak VN. *Organicheskie udobrenija* [Organic fertilizers]. Pinsk: PolesGU; 2009. 255 p. Russian.
6. Reestr zemelnyh resursov Respubliki Belarus [Register of land resources of the Republic of Belarus]. [Internet, cited 2023 July 10]. Available from: <http://gki.gov.by/ru>.
7. Rod'kin OI, Rakovich VA, Wichtmann W. *Proizvodstvo vozobnovljaemoj biomassy na vyrabotannyh torfjanikah kak metod snizhenija vybrosov parnikovyh gazov* [Production of renewable biomass on depleted peatlands as a method for reducing greenhouse gas emissions]. In: *Shestoe nacional'noe soobshhenie po osushhestvleniju rymnoj konvencii ob izmenenii klimata v kontekste regional'nyh problem ustojchivogo razvitiya Respubliki Belarus. Materialy mezhdunarodnogo seminara, 2014 nojabra 5–6*. Minsk: Institut ekonomiki NAN Belarusi; 2014. p. 72–82. Russian.
8. Rodzkin A, Kundas S, Chamenak Y, Khroustalev B, Wichtmann W. The assessment of cost of biomass from post-mining peaty lands for pellet fabrication. *Environmental and Climate Technologies*. 2018;22(1):118–131.
9. Energy 21: the Danish government's action plan for energy 1996. Danish Ministry of Environment and Energy. Copenhagen : The Ministry; 1996. 79 p.
10. Rodzkin, OI. *Ocenka jeffektivnosti ispol'zovanija bystrorastushhih drevesnyh kul'tur dlja fitoremedii zagraznennyh jekosistem* [Assessing the effectiveness of using fast-growing tree crops for phytoremediation of polluted ecosystems]. *Vestnik. IrGSHA*. 2018;84:40–50. Russian.
11. Rod'kin OI. *Fiziologicheskie harakteristiki i produktivnost' kartofelja pri ispol'zovanii zoly v kachestve udobrenija* [Physiological characteristics and productivity of potatoes when using ash as a fertilizer]. *Ekologicheskij vestnik*. 2013;4(26):89–94. Russian.
12. Seljukova SV, Lukin SV. *Ocenka soderzhaniya tjazhelyh metallov v kukuruze i podsolnechnike* [Assessment of heavy metal content in corn and sunflower]. *Agrohimicheskij vestnik*. 2017;5:52–55. Russian.
13. Zelenuho EV. *Issledovanie toplivnyh harakteristik gorjuchih vtorichnyh jenergeticheskikh resursov* [Study of fuel characteristics of combustible secondary energy resources]. In: *14-ja Mezhdunarodnaja konferencija po problemam gornoj promyshlennosti, stroitel'stva i jenergetiki «Social'no-jekonomicheskie i jekologicheskie problemy gornoj promyshlennosti, stroitel'stva i jenergetiki»*. Tula: [publisher unknown]; 2018. p. 213–217. Russian.
14. Zelenuho EV, Rod'kin OI. *Sposoby snizhenija vybrosov pri szhiganii tverdogo topliva* [Methods for reducing emissions when burning solid fuels]. In: *Sbornik materialov XVIII Mezhdunarodnoj nauchno-prakticheskoj konferencii «Inzhiniring i upravlenie: ot teorii k praktike»*. 2021. p. 111–112. Russian.
15. Gosudarstvennyj kadastr vozobnovljaemyh istochnikov jenerгии [Internet, cited 2023 July 10]. Available from: <http://195.50.7.239/Cadastre/Map>.

Статья поступила в редакцию 23.10.2023.
Received by editorial board 23.10.2023.

УДК 631.879.4

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПРОЦЕССА ВЕРМИКОМПОСТИРОВАНИЯ: МЕТААНАЛИЗ

ЯНЬ ЛИ¹⁾, В. О. ЛЕМЕШЕВСКИЙ^{1),2)}, С. Л. МАКСИМОВА³⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

²⁾ВНИИ физиологии, биохимии и питания животных – филиал ФИЦ животноводства – ВИЖ им. акад. Л. К. Эрнста,
пос. Институт, 249013, г. Боровск, Россия

³⁾Научно-практический центр Национальной академии наук Беларуси по биоресурсам,
ул. Академическая 27, 220070, Минск, Беларусь

Для всесторонней оценки качества компоста и закономерностей трансформации тяжелых металлов при вермикомпостировании в различных условиях контроля нами проведен анализ 109 статей. С помощью метаанализа количественно исследовано влияние видов вермиккультуры, продолжительности предварительного компостирования, методов вентиляции, начального соотношения C/N, начальной pH и начального содержания влаги на улучшение качества компоста и снижение токсичности тяжелых металлов. Установлено, что все шесть факторов существенно влияют на качество компоста и токсичность тяжелых металлов. После вермикомпостирования достоверно увеличились следующие показатели питательных веществ: NO₃-N – на 116,2 %, общий азот – на 29,1, общий фосфор – на 31,2 и общий калий – на 15,0 %. При этом содержание NH₄⁺-N уменьшилось на 14,8 % и соотношение C/N – на 36,3 %. Кроме того, общее количество и биодоступность меди и хрома в конечном компосте также значительно снизились. Учитывая влияние различных факторов группировки на качество компоста и воздействие тяжелых металлов, если основной целью компостирования является содействие разложению и обогащению питательными веществами, то рекомендуется довести начальную влажность компостируемых материалов до 70–80 %, C/N до 30–85 и pH до 6–7, провести предварительное компостирование в течение 315 дней при естественной вентиляции. Если основной целью является снижение опасности тяжелых металлов в материалах, рекомендуется отрегулировать начальное содержание влаги до 50–60 %, соотношение C/N ниже 30, pH до 7–8, пропустить предварительное компостирование, включить регулярное укладывание в штабель и использовать вид *Eudrilus eugeniae* для вермикомпостирования. Эти рекомендации будут способствовать комплексной утилизации куриного помета, дождевых червей и остатков китайских трав, оптимизируя процесс компостирования.

Ключевые слова: компостирование дождевых червей; остатки традиционной китайской медицины; физические и химические свойства.

Образец цитирования:

Янь Ли, Лемешевский ВО, Максимова СЛ. Экологические особенности процесса вермикомпостирования: метаанализ. Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2023;4:74–86 (на англ.).
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-74-86>

For citation:

Yan Li, Lemiasheuski VA, Maksimova SL. Ecological features of the vermicomposting process: meta-analysis. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:74–86.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-74-86>

Авторы:

Ли Янь – аспирант кафедры общей биологии и генетики.
Виктор Олегович Лемешевский – кандидат сельскохозяйственных наук, доцент, доцент кафедры общей биологии и генетики¹, научный сотрудник лаборатории белково-аминокислотного питания²
Светлана Леонидовна Максимова – кандидат биологических наук, доцент, заведующий сектором вермитехнологий.

Authors:

Li Yan, postgraduate student at the department of general biology and genetics.
Ly15993087502@163.com
Viktor A. Lemiasheuski, PhD (agriculture), docent, associate professor at the department of general biology and genetics^a, researcher at the laboratory of protein-amino acid nutrition^b.
lemeshonak@mail.ru
Svetlana L. Maksimova, PhD (biology), docent, head of the vermitechnology sector.
soilzool@mail.ru

ECOLOGICAL FEATURES OF THE VERMICOMPOSTING PROCESS: META-ANALYSIS

YAN LI^a, V. A. LEMIASHEUSKI^{a,b}, S. L. MAKSIMOVA^c

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daŭhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

^bAll-Russian research Institute of Physiology, Biochemistry and Nutrition of animals –
branch of the Federal Research Center for Animal Husbandry named after Academy Member L. K. Ernst,
Institute Village, 249013, Borovsk, Russia

^cThe Scientific and Practical Center of the National Academy of Sciences of Belarus for Bioresources,
27 Akademičnaja Street, Minsk 220072, Belarus

Corresponding author: V. A. Lemiasheuski (lemeshonak@mail.ru)

In order to comprehensively assess the compost quality and heavy metal transformation patterns of vermicomposting under various control conditions, we reviewed 109 articles. Through meta-analysis, we quantitatively investigated the effects of vermiculture species, pre-composting duration, ventilation methods, initial C/N ratio, initial pH, and initial moisture content on improving compost quality and reducing heavy metal toxicity. The results indicate that all six grouping factors significantly influence compost quality and heavy metal toxicity. After vermicomposting, the following nutrient indicators significantly increased: NO_3^- -N (increased by 116.2 %), total nitrogen (increased by 29.1 %), total phosphorus (increased by 31.2 %), and total potassium (increased by 15.0 %). Meanwhile, NH_4^+ -N content (decreased by 14.8 %) and C/N ratio (decreased by 36.3 %) significantly decreased. Additionally, the total amounts and bioavailability of copper and chromium in the final compost also significantly decreased. Considering the significant effects of different grouping factors on compost quality and heavy metal impact, if the primary objective of composting is to promote decomposition and nutrient enrichment, it is recommended to adjust the initial moisture content of composting materials to 70–80 %, C/N ratio to 30–85, and pH to 6–7, and conduct pre-composting for 315 days with natural ventilation. If the main goal is to mitigate heavy metal hazards in the materials, it is advisable to adjust the initial moisture content to 50–60 %, C/N ratio below 30, pH to 7–8, skip pre-composting, turn the pile regularly, and employ the *Eudrilus eugeniae* species for vermicomposting. These recommendations will facilitate the comprehensive utilization of chicken manure, earthworms, and Chinese herbal residue, optimizing the composting process.

Keywords: earthworm composting; traditional Chinese medicine residue; physical and chemical properties.

Introduction

It is estimated that approximately 1.12 billion tons of solid waste are generated globally each year, with about 46 % comprising organic waste, including poultry and livestock manure, sewage sludge, crop residues, kitchen waste, and landscaping debris [1; 2]. These organic wastes contain significant quantities of essential nutrients such as nitrogen, phosphorus, and potassium required for crop growth. However, improper disposal and indiscriminate dumping of these wastes not only result in resource wastage but also contribute to environmental issues, such as air, water, and soil pollution [3]. Aerobic composting has been proven as an effective method for handling organic solid waste and is widely adopted globally [4]. During this process, the transformation of nutrients like nitrogen, phosphorus, and potassium, as well as heavy metals, is a common focus of composting research. The final compost product can serve as organic fertilizer, providing long-term nutrient supply to crops, aligning with modern sustainable agricultural practices. The content of nitrogen, phosphorus, and potassium in compost is crucial in evaluating compost quality [5]. However, global meta-analysis shows that approximately 31.4 % of nitrogen, a key nutrient, is lost during the composting process, with 54.8 % and 4.5 % of the nitrogen loss occurring due to NH_3 and N_2O emissions, respectively [6]. Simultaneously, organic solid waste, such as livestock and poultry manure and sewage sludge, which serve as composting raw materials, often contain elevated levels of heavy metals. After composting, these heavy metal levels may not decrease and could even increase due to concentration effects [7]. Compost products have become a primary source of heavy metals in farmland soil [8]. Although heavy metals can undergo a transformation from available forms to less available forms during composting [9; 10], reducing their toxicity and absorption by crops, the hazard from heavy metals is not entirely eliminated. Therefore, nutrient loss and heavy metal contamination remain pressing issues that need to be addressed in the organic solid waste management process [11; 12]. Vermicomposting is an economically efficient bioprocessing technique that utilizes earthworms and microorganisms to enhance the decomposition and conversion of organic waste into nutrient-rich and stable humus-vermicompost [13]. Compared to traditional composting, vermicomposting offers three prominent advantages. Firstly, earthworms reduce the volume of organic waste by ingesting it and excreting nutrient-rich vermicast, which contains soluble and readily available nutrients such as nitrogen, phosphorus, potassium, and calcium. This is beneficial for microbial growth, ultimately optimizing and accelerating the composting process [2; 14]. Additionally, earthworms can absorb and concentrate heavy metals, effectively reducing their

content and altering their forms after ingestion [15]. Secondly, the enzymes secreted in the earthworm’s digestive system, such as proteases, esterases, amylases, and cellulases, are essential for the decomposition of organic solid waste, particularly in breaking down cellulose and lignin [16]. Thirdly, earthworm activities and burrowing behavior create a favorable environment with good porosity, aeration, drainage, and a larger surface area, supporting the survival of beneficial microorganisms and enhancing the composting process [13–19]. Mohee, et al. [20] reviewed the comparison of metal contents between organic solid waste composting and vermicomposting and found that the metal dynamics during vermicomposting are complex, yielding varying results in terms of final compost heavy metal content in the literature. Furthermore, the substantial variation could be attributed to factors such as earthworm species, raw materials, amendments, pre-composting time, composting scale, initial parameters, and process control. Considering real-world scenarios, it is impossible to account for all influencing factors and conduct a comprehensive analysis of all indicators in a single study. Thus, it is necessary to provide a comprehensive and quantitative evaluation of the impact of different influencing factors on the transformation of nutrients and heavy metals in vermicomposting. This can effectively guide practical applications. Therefore, in this study, we collected relevant vermicomposting literature and conducted a meta-analysis to quantify the effects of earthworm species, raw material properties (pH, moisture content, and C/N ratio), process control (pre-composting time and ventilation methods) on improving compost quality and reducing heavy metal toxicity. This research aims to provide a theoretical foundation and technical guidance for optimizing vermicomposting technology, which holds significant importance in the resource utilization and environmentally safe management of organic solid waste.

Methodology and data

We conducted a comprehensive literature review using academic databases such as Google Scholar, Elsevier Science Direct, Web of Science, and the Chinese National Knowledge Infrastructure (CNKI). Our search was systematically performed with keywords such as «vermicomposting, heavy metals, bioavailability, nutrient elements, and maturity». The search process is depicted in Figure 1.

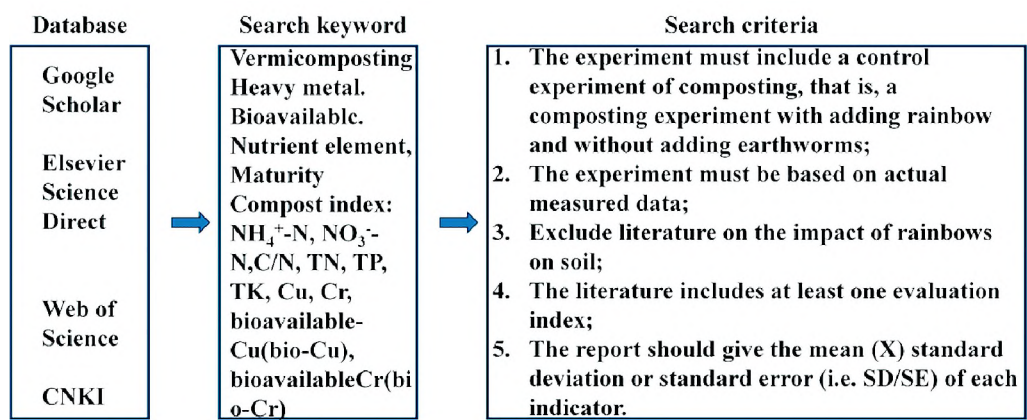


Fig. 1. Literature retrieval process of vermicomposting

When calculating and analyzing using standard deviation (SD), if the literature only provides standard error (SE), you can convert SE to SD using Formula (1):

$$SD = SE * \sqrt{n}.$$
 (1)

Where *n* represents the number of replicates for each study. In cases where SD or SE is missing in a small number of instances, you can calculate it based on one-tenth of the mean value [21].

Based on the conditions mentioned above, a total of 109 valid articles were obtained.

In this process, we treated various factors as explanatory variables to better understand the changes in the measured indicators. We categorized the data into subgroups based on the objective characteristics of compost (such as initial C/N ratio and initial moisture content), the species of earthworms, and the ventilation methods. When selecting these subgroups, we aimed to ensure that they could collectively explain the variations in all the indicators. We conducted multiple subgroup analyses, such as establishing an initial C/N value of 30 as a boundary, as it provided a relatively better explanatory effect for the indicators.

Ultimately, we determined the following grouping factors and their respective subgroups: earthworm species (including *Eisenia fetida*, *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus*, and mixed species), pre-composting days (no pre-composting, 0–15 days, and 15–65 days), ventilation methods (natural placement, turning piles, and static ventilation), initial C/N (0–30 and 30–85), initial moisture content (50–60 %, 60–70 and 70–80 %), and initial pH (6–7, 7–8, and 8–9).

Additionally, we selected three numerical factors, which played a role similar to grouping factors but were continuous in nature. These numerical factors included initial C/N, initial moisture content, and initial pH. In our study, we extracted data from the selected research, and when data retrieval from figures was required, we used GetData 2.2 software to facilitate this process.

Data selection and pre-processing

The effect size for each study is calculated as the natural logarithm of the relative risk (RR) using Formula (2):

$$\ln RR = \ln \left(\frac{XE}{XC} \right). \quad (2)$$

Here, XE represents the data from the experimental group, and XC represents the data from the control group. The heterogeneity of the data is assessed using the results of a heterogeneity test, and a mixed random-effects model is chosen [23] based on 999 data iterations through a bootstrap procedure using MetaWin 2.1 [22]. For each indicator and subgroup, 95 % confidence intervals are generated for the average effect size and bias correction (resulting in equivalent weighted index calculations). For ease of interpretation, the results of $\ln RR$ (average effect and confidence intervals) are back-transformed using Formula (3) to display percentage change:

$$\text{Percentage Change} = (RR - 1) \times 100 \%. \quad (3)$$

In the results of this study, both positive and negative effect values are used to represent the impact of grouping factors and their subgroups on the quality of vermicompost and heavy metal effects. Positive values indicate a positive effect, such as 25.2 %, which signifies an increase of 25.2 % in a specific indicator (compared to the control group). Negative values represent a negative effect, for example, -32.5 %, which indicates a decrease of 32.5 % in a specific indicator (compared to the control group). If the 95 % confidence interval does not overlap with 0, it is considered to be a significant difference between the experimental group and the control group; otherwise, there is no significant difference. Significant between-group heterogeneity (QB) ($p < 0.05$) indicates a significant difference between certain influencing factors and other factors. However, for subgroups with fewer than 10 samples, the results are considered dubious.

Results and discussion

Assessment of Publication Bias in Vermicomposting Effects on Compost Maturation, Quality, and Heavy Metals. Table 1 presents the results of publication bias assessment for various outcomes. Among these, Kendall's rank correlation coefficients for $\text{NH}_4^+\text{-N}$, C/N, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, TN, bioavailable Cu (bio-Cu), Cr, and bioavailable Cr (bio-Cr) exceed 0.05, and their insecurity numbers are greater than $5n+10$, indicating that these four indicators are not subject to publication bias. In contrast, Kendall's rank correlation coefficients for TP, TK, and Cu content are less than 0.05, indicating the presence of bias. However, the fact that their insecurity numbers are still greater than $5n+10$ suggests that the observed publication bias does not significantly impact the estimation results.

Table 1

Results of publication bias of various indicators

Compost index	Number of studies	Correlation index	Spearman phase Relation number	Fail-safe number	$5n+10^1$
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	56	0.39725	0.39841	5774.1	1030
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	61	0.87052	0.56413	55243.9	12 00
C/N	219	0.05955	0.08216	7732198.1	3260
TN	195	0.25564	0.22291	3264898.8	2870
TP	171	0.04714	0.06031	1113016.8	2160
TK	187	0.00346	0.00639	1503474.2	2850
Cu	195	0.39725	0.06885	345638.2	3045
bio-Cu	82	0.24396	0.33538	34883.0	1145
Cr	59	0.47011	0.55995	6850.8	920
bio-Cr	40	0.47779	0.48284	44581.3	580

Impact of Vermicomposting on Compost Maturation, Compost Quality, and Heavy Metals Cu and Cr: A Meta-Analysis. Our meta-analysis reveals that vermicomposting has a significant optimizing effect on compost quality and reduction of heavy metal hazards. As depicted in Figure 2, following the process of vermicomposting, the content of NO_3^- -N, TN, TP, and TK in the final compost increased by 116.2 % (CI: 82.7~155.8 %), 29.1 % (CI: 25.2~33.2 %), 31.2 % (CI: 27.2~35.3 %), and 15.0 % (CI: 8.9~21.6 %), respectively. Meanwhile, the NH_4^+ -N content and C/N ratio gradually decreased, resulting in a reduction of 14.8 % (CI: -22.4 ~ -6.3 %) in NH_4^+ -N content and 36.3 % (CI: -40.0 ~ -32.5 %) in the C/N ratio in the final compost.

Furthermore, vermicomposting significantly reduced the total Cu content by 10.2 % (CI: -12.9 ~ -7.4 %) and the total Cr content by 15.5 % (CI: -23.7 ~ -6.4 %) in the compost. It also decreased the bioavailability of Cu and Cr by 20.7 % (CI: -24.0 ~ -17.3 %) and 41.1 % (CI: -46.9 ~ -34.6 %), respectively. This comprehensive analysis highlights the beneficial effects of vermicomposting on compost quality and its ability to mitigate the presence of heavy metals Cu and Cr.

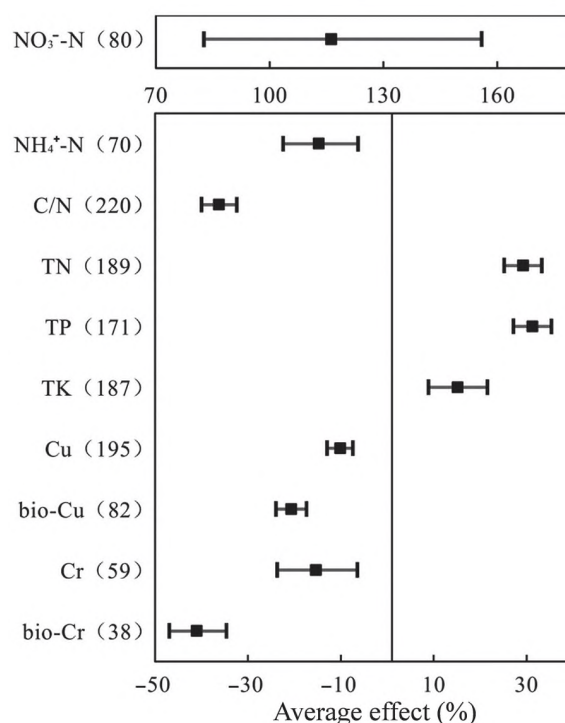


Fig. 2 Total effects of vermicomposting on maturity, nutrient elements, and heavy metals

Impact of Grouping and Numerical Factors on Compost Maturation and Compost Quality. In order to optimize the composting process and promote microbial degradation, vermicomposting imposes strict limits on initial parameters such as moisture content, C/N ratio, and pH. The results of the meta-analysis reveal that the recommended ranges for initial moisture content, C/N ratio, and pH are generally within 50 to 80 %, 5 to 85, and 6 to 9, respectively. Although the C/N ratio has a relatively broad range, other parameters align closely with the recommended guidelines of Bernal, et al. [25]. The average values for initial moisture content, C/N ratio, and pH are 65.4 %, 28.4, and 7.5, respectively.

Regarding the initial C/N ratio, there are 133 observations within the range of 5 to 30, which is significantly higher than the 70 observations within the range of 30 to 85. A low C/N ratio might lead to increased losses of TN and NH_3 , while a high C/N ratio may slow down the composting process. Therefore, it is advisable to regulate the initial C/N ratio to be around 28. Gao, et al. [26] also found that an initial C/N ratio of 28 was effective in improving the stability and maturation of compost in forced aeration composting experiments involving a mixture of chicken manure and sawdust.

In terms of moisture content, the range of 60 to 70 % is more prevalent, with an average value of 65 %. This moisture range is considered most suitable for microbial activity and promotes an optimal microbial environment.

Regarding the species of earthworms, *Eisenia fetida* is a readily available species and has been widely employed by researchers. In industrial-scale production, many operations skip the pre-composting step to expedite composting times (with 99 studies not utilizing pre-composting). However, pre-composting of solid waste plays a crucial role in subsequent vermicomposting processes [27; 28]. On one hand, high-temperature pre-composting

effectively eliminates pathogens and harmful bacteria from the waste material [29]. Additionally, it allows earthworms to thrive without being affected by elevated temperatures [30]. On the other hand, harmful gases like NH_3 can be released during the pre-composting phase to reduce potential harm to earthworms [31]. A significant portion of the studies (85 in total) conducted pre-composting experiments lasting from 3 to 15 days to create an environment more favorable for earthworm survival.

In terms of ventilation methods, vermicomposting differs from traditional composting. Earthworm activities, including feeding, movement, and burrowing, naturally increase the porosity of the composting material [32]. As a result, adequate oxygenation for microorganisms can be achieved without the need for static ventilation or turning piles. Hence, natural placement studies are the most prevalent (with 185 studies) in the context of vermicomposting research.

Impact of Grouping Factors on Vermicomposting Maturation. As illustrated in Figure 3a, when considering earthworm species, the addition of *Eisenia fetida* (−17.1 %) and a mixture of various earthworm species (−18.8 %) proved effective in reducing $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content. In the case of pre-composting days, pre-composting for 0–15 days (−23.5 %) significantly reduced $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content in the compost. Furthermore, when it comes to ventilation methods, natural placement (−13.4 %) was notably effective in reducing $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content in the compost. In terms of initial material properties, the initial moisture content in the range of 70 to 80 % (−29.9 %), C/N ratios in the range of 0–30 (−16.8 %), and initial pH values in the range of 6–7 (−38.6 %) all led to significant reductions in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content.

Similar to regular composting, vermicomposting is a process that gradually converts $\text{NH}_4^+\text{-N}$ into $\text{NO}_3^-\text{-N}$, signifying the maturation of compost [33]. As shown in Figure 3b, after vermicomposting, the $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content significantly increased, potentially due to alterations in bacterial community diversity and structure within the earthworm gut. These changes could promote organic matter degradation, nitrogen mineralization, and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ nitrification [34]. Among earthworm species, vermicomposting with a mixture of various earthworm species resulted in the highest $\text{NO}_3^-\text{-N}$ increase (156.7 %), surpassing the effects of using *Eisenia fetida* (61.3%) and *Eudrilus eugeniae* earthworms (121.9 %). In terms of pre-composting days, no pre-composting significantly increased $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content (143.2 %), followed by 0–15 days (110.5 %) and 15–65 days (78.0 %). An initial moisture content of 70 to 80 % effectively increased $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content (147.1 %), followed by 60 to 70 % (116.3 %) and 50 to 60 % (104.4%). While ventilation methods and initial pH grouping had no significant impact on $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in vermicomposting, natural placement and an initial pH range of 6–7 significantly increased $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content by 120.6 and 134.0 %, respectively.

The ratio of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content can be used to assess compost maturation. Statistical analysis reveals that the final compost's $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content ranged from 0.004 to 4.7 g·kg^{−1}, with an average of 1.0 g·kg^{−1}. The $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content in the final compost ranged from 0.01 to 30.5 g·kg^{−1}, with an average content of 2.7 g·kg^{−1}. The ratio of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content averaged 0.37, which is below 1, meeting the requirements for compost maturation [35].

Additionally, the C/N ratio is an important indicator for evaluating compost maturation and stability [36]. As shown in Figure 3c, the use of a mixed earthworm species significantly reduced the C/N ratio (−54.6 %). This was followed by *Perionyx excavatus* (−46.0 %), *Eisenia fetida* (−36.2 %), and *Eudrilus eugeniae* (−23.9 %). The highest reduction in C/N occurred with pre-composting for 0–15 days (−43.4 %), followed by no pre-composting (−34.2 %) and 15–65 days (−25.7 %). Proper pre-composting treatment can facilitate the breakdown of some refractory organic matter to a level acceptable to earthworms, enhancing the efficiency of organic matter decomposition [37]. Under natural placement and turning pile ventilation conditions, vermicomposting significantly reduced the C/N ratio by 38.7 and 22.3 %, respectively. In the case of natural placement, earthworm activities led to the breakdown of compost substrate from larger particles to uniform smaller ones, improving aeration and oxygen levels, increasing the effective microbial surface area, and accelerating organic matter decomposition [38]. The greatest reduction in the C/N ratio occurred when the initial moisture content was 70 to 80 % (−45.6 %), followed by 60 to 70 % (−30.1 %) and 50 to 60 % (−29.8 %). This phenomenon may be due to the higher moisture content promoting the emission of methane gas from methane-producing bacteria in the compost matrix. When the initial C/N ratio of the compost was in the range of 30–85 (−45.3 %), the C/N ratio significantly decreased. This was followed by the range of 0–30 (−27.2 %). Research by Aira et al. suggested that when the initial C/N ratio is high, earthworms prioritize reproduction over growth, resulting in a higher population of earthworms that consume more organic carbon. As a result, the final compost C/N ratio decreases more significantly. When the initial pH was between 6–8, earthworm activities and microbial activity were higher, accelerating the breakdown of organic nitrogen and causing nitrogen loss. The statistical analysis of all observations showed that the final compost's C/N ratio ranged from 1.1 to 52.7, with an average of 13.8, which is less than 15, meeting the requirements for compost maturation.

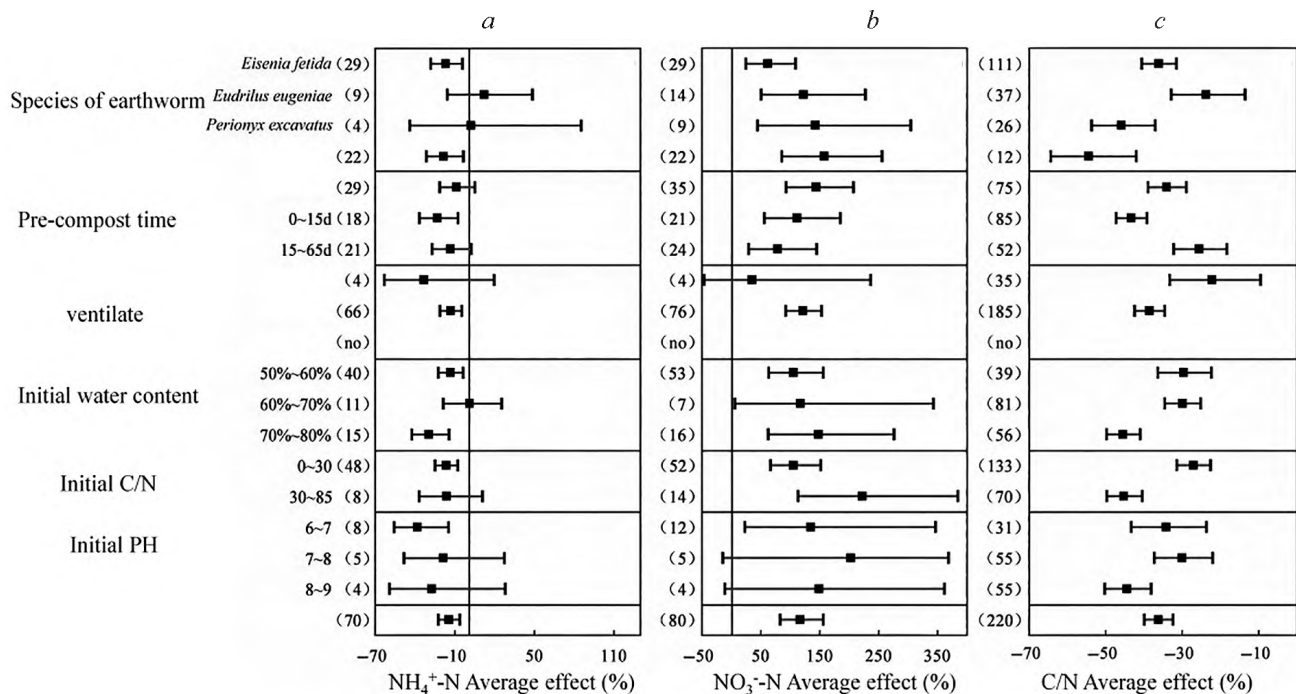


Fig. 3. Effects of different grouping factors on the change efficiency of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, and C/N

Impact of Grouping Factors on Vermicomposting Quality. After earthworms decompose organic matter, the mineralization of substances rich in nitrogen, such as their nitrogen-rich excreta containing microorganisms, secreted polysaccharides, hormones, and enzymes, contributes to the increased nitrogen content in the compost. Additionally, during the mineralization process, the evaporation of moisture generated by the decomposition of organic nitrogen compounds can potentially lead to a relative increase in nitrogen content. As depicted in Figure 4a, the combined use of various earthworm species (69.5 %) exhibited a higher increase in TN, surpassing the effects of individual earthworm species. Regarding pre-composting days, the effects of 0–15 days (25.1 %) and 15–65 days (25.2 %) were slightly lower than that of no pre-composting (31.7 %). Among ventilation methods, natural placement proved to be the most effective (38.4 %), while static ventilation methods led to a reduction in TN content in vermicompost, with no significant effect (–7.3 %). This phenomenon may be attributed to the earthworms' burrowing behavior, which promotes compost aeration conditions, optimizes microbial community structure, and enhances the efficiency of vermicomposting, thereby facilitating the accumulation of nutrients. When the initial C/N of the vermicompost was in the range of 30–85, the TN content in the vermicompost increased the most (55.6 %), while the smallest increase occurred in the range of 0–30 (19.2 %). Liu et al. demonstrated through meta-analysis that nitrogen loss in compost decreases with an increase in the initial C/N ratio. This could be due to the fact that if the initial C/N is too low, there is an excessive supply of nitrogen, which can easily lead to nitrogen loss. Jiang et al. found that in pig manure composting, a lower initial C/N ratio (15) results in higher NH_3 and N_2O emissions than when the initial C/N is 30. Additionally, Wong, et al. discovered in experiments involving composting animal remains from slaughterhouses that a lower initial C/N ratio (16) leads to an 84 % initial loss of $\text{NH}_4^+\text{-N}$. This may be because excessively low C/N ratios can lead to an accumulation of excess nitrogen, which can stimulate NH_3 emissions. When the initial pH was in the range of 8–9, the TN content in vermicompost increased the most (48.2 %), followed by a pH range of 6–7 (27.7 %) and 7–8 (15.0 %). This may be because earthworms and the microorganisms in the compost are more active in a neutral pH environment. The vigorous biological activity promotes the decomposition of organic nitrogen in the compost, making nitrogen loss more likely.

As vermicomposting progresses, the rapid decomposition of organic matter leads to an enrichment effect, resulting in an increase in TP and TK in vermicompost. Additionally, earthworm gut phosphatases and phosphorus-dissolving microorganisms release the bioavailable components of phosphorus from organic matter. As shown in Figure 4b, apart from the ventilation method, all other five grouping factors significantly influence the TP content in vermicompost.

Concerning earthworm species, adding a mixture of earthworms has the greatest effect on increasing TP content (102.1 %). No pre-composting, 0–15 days, and 15–65 days of pre-composting all significantly increase TP content (33.3%, 33.0, and 28.4 %, respectively), with little difference between them. Under natural placement conditions, vermicompost exhibits the greatest increase in TP content (39.8 %). When the moisture content of compost is in

the range of 50–60 %, TP content in vermicompost increases the most (69.9 %), while it is the least in the range of 60–70 % (12.7 %). When the initial C/N of the compost is in the range of 30–85, TP content increases the most (45.6 %), with the smallest increase observed in the range of 0–30 (25.9 %). Vermicompost exhibits the greatest increase in TP content when the initial pH is in the range of 8–9 (52.5 %), followed by a pH range of 7–8 (28.2 %) and 6–7 (24.4 %).

As shown in Figure 4c, the earthworm *Perionyx Excavatus* has the greatest effect on increasing TK content (37.2 %), while the effect of the *Eisenia Fetida* earthworm is minimal and not significant (3.6 %). The pre-composting duration significantly affects the TK content of vermicompost only when pre-composting is done for 0–15 days, resulting in a 28.0 % increase. Adequate pre-decomposition of compost materials aids in the digestion and absorption by earthworms, eventually increasing the nutrient content. Among ventilation methods, only natural placement significantly increases TK content by 18.5 %. When the compost moisture content is in the range of 70–80 %, TK content increases by 35.8 %, followed by the range of 60–70 % (11.2 %). In the grouping based on the initial pH, only a pH range of 6–7 significantly increases TK content by 19.9 %.

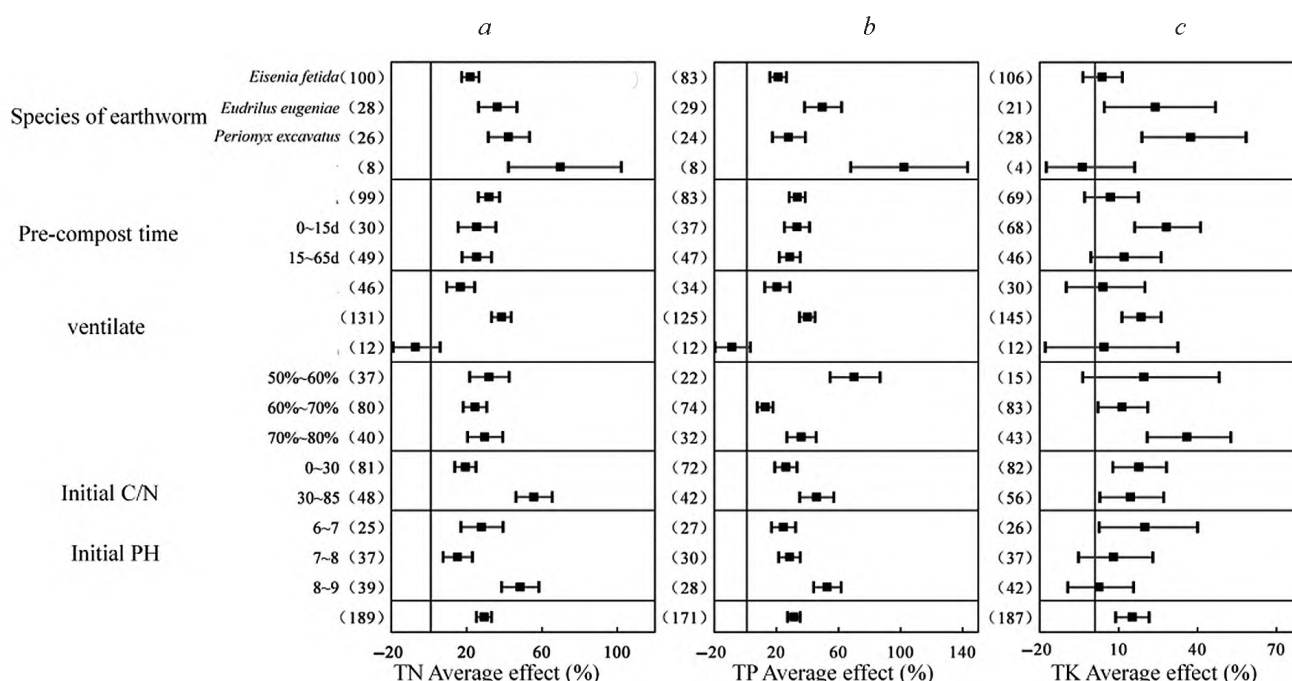


Fig. 4. Effects of different grouping factors on the change efficiency of TN, TP, and TK

Figures 5–7 clearly demonstrate that the initial C/N, pH, and moisture content significantly influence the final C/N, TN, TK, and TP content in vermicompost. Figures 5c and 5f reveal a significant negative correlation between the initial C/N and the final C/N and TK content of vermicompost. Conversely, there is a significant positive correlation between the initial C/N and TN content, indicating that the TN content in vermicompost increases with an increase in the initial C/N. Figure 5d shows that studies with an initial C/N of less than 20 account for 38.3 % of the total, resulting in a relatively lower effect value for TN increase in vermicompost. Furthermore, there is a significant quadratic relationship between the initial C/N and the final TP content in vermicompost, as shown in Figure 5e. When the initial C/N is 49.3, vermicompost exhibits the maximum effect value for TP increase at 65.3 %.

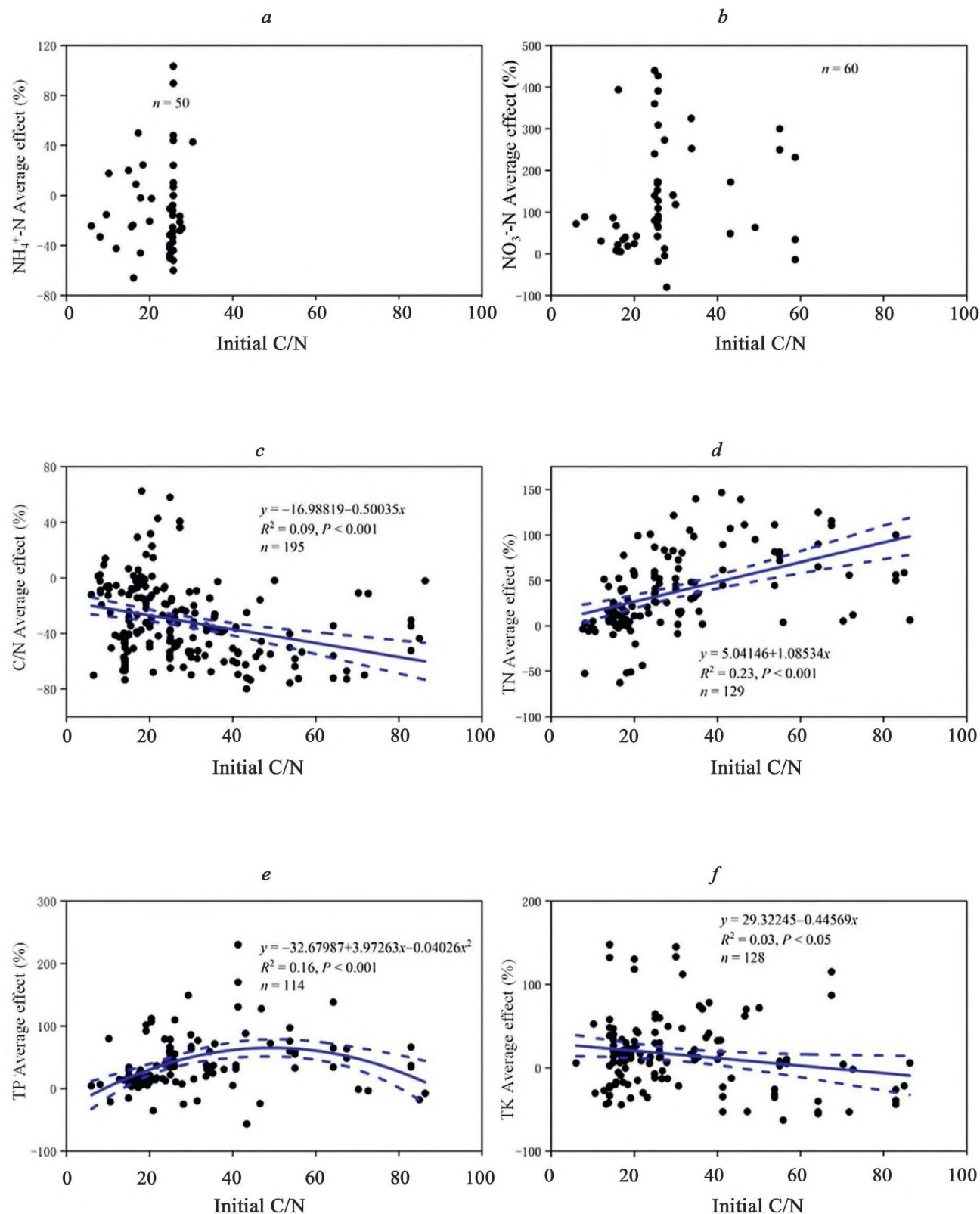


Fig. 5. Relationship between the initial C/N of compost and the change efficiency of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, C/N, TN, TP, and TK

Figures 6c and 6e reveal a significant negative correlation between the initial pH and the final C/N in vermicompost, while a significant positive correlation is observed with the TP content. Moreover, there is a significant quadratic relationship between the initial pH and the final TN content in vermicompost, as depicted in Figure 6d. When the initial pH is 7.08, vermicompost exhibits the minimum effect value for TN increase at 24.5 %.

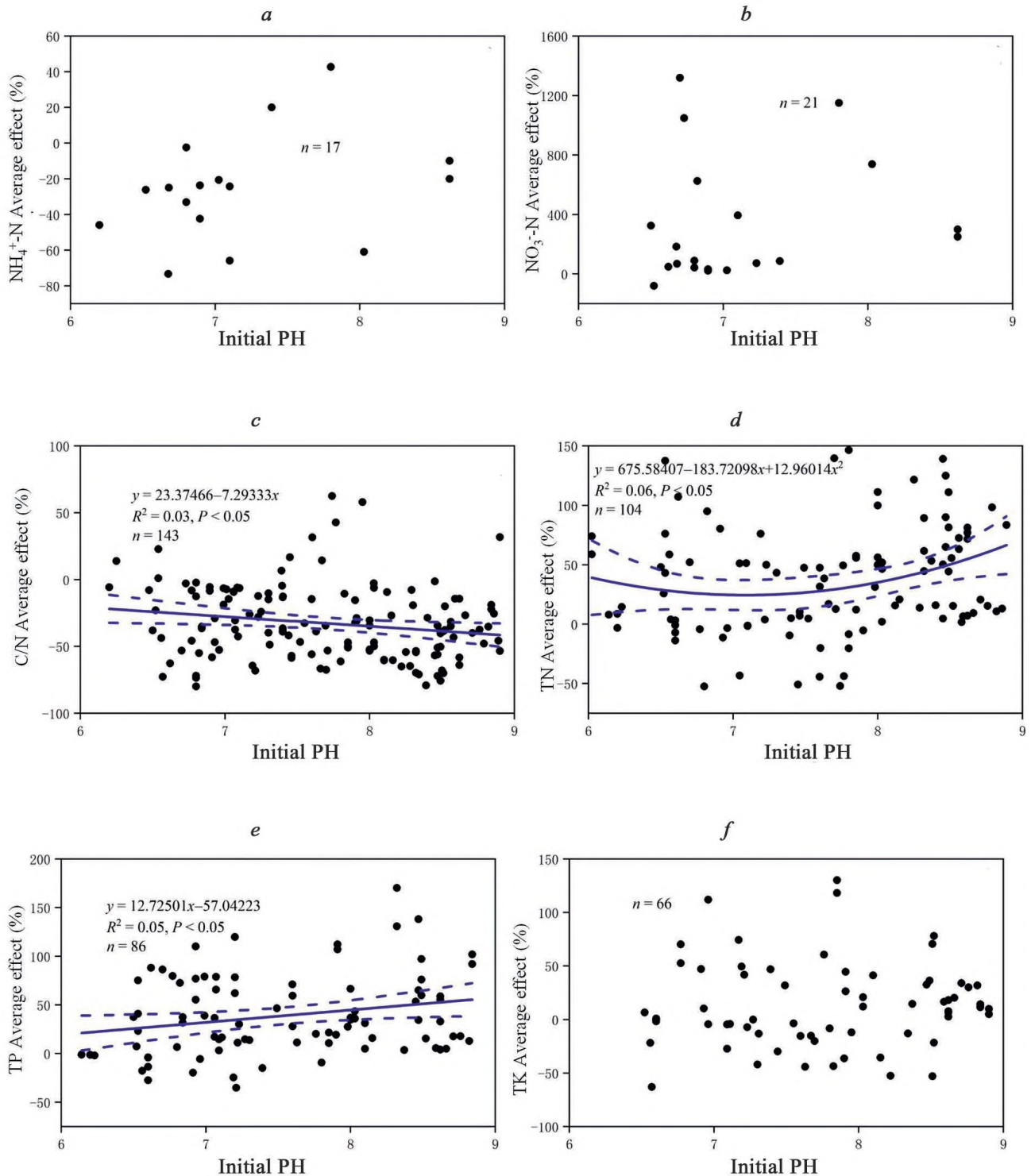


Fig. 6. Relationship between initial pH of compost and changing effect of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, C/N, TN, TP, and TK

As shown in Figure 7a, the initial moisture content demonstrates a significant negative correlation with the final $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content in vermicompost. The relationship between the initial moisture content and the final TP content is captured by a significant quadratic equation, as seen in Figure 7e. By calculation, it is determined that when the initial moisture content is at 69.5 %, vermicompost exhibits the least increase in TP content, with an increment of 16.1 %.

The initial moisture content and its relationship with the final C/N content is represented by a significant cubic equation, as shown in Figure 7c. The calculations indicate that when the initial moisture content is at 70.4 %, vermicompost shows the most substantial decrease in C/N content, with a reduction of 41.6 %.

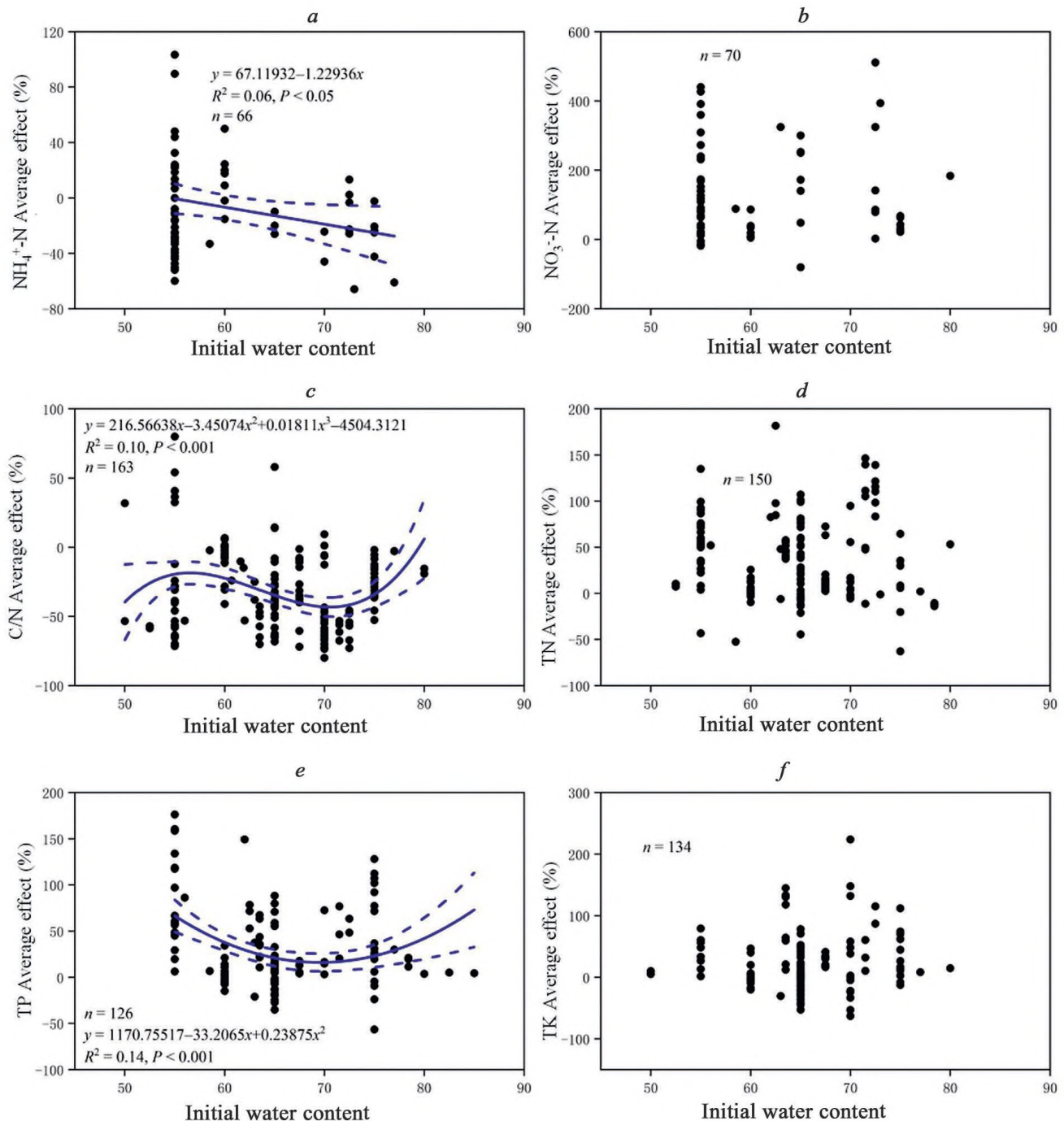


Fig. 7. Relationship between initial moisture content of compost and change effect of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, C/N, TN, TP, and TK

Conclusion

This study conducted a meta-analysis to integrate all available literature data related to vermicomposting, which includes chicken manure and Chinese herbal residue, and its association with nutrient elements and heavy metals. The findings revealed that vermicomposting significantly enhances compost quality while reducing the harmful effects of heavy metals.

Following vermicomposting, the compost saw a notable increase in $\text{NO}_3^-\text{-N}$, TN, TP, and TK content by 116.2 %, 29.1, 31.2, and 15.0 %, respectively. Simultaneously, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content and C/N ratio decreased by 14.8 and 36.3 %, respectively. The total amounts of Cu and Cr in the compost were significantly reduced by 10.2 and 15.5 %, and the bioavailability of Cu and Cr decreased by 20.7 and 41.1 %, respectively.

The study also conducted a comparative analysis of the effects of different types of earthworms, pre-composting duration, ventilation methods, initial moisture content, initial pH, and initial C/N on various vermicomposting indicators. The results suggest that to promote compost maturation and nutrient enrichment, it is advisable to adjust the initial moisture content of the materials to the range of 70 to 80 %, maintain a C/N ratio between 30 and 85, keep the pH in the range of 6 to 7, and conduct a pre-composting phase lasting 3 to 15 days. The natural placement of vermicomposting works best under these conditions.

On the other hand, if the goal is to reduce the total amount of heavy metals in the compost and mitigate their harmful effects, it is recommended to adjust the initial moisture content of the materials to the range of 50 to 60 %, maintain a C/N ratio below 30, keep the pH between 7 and 8, refrain from pre-composting, and utilize the *Eudrilus eugeniae* species of earthworms for vermicomposting.

References

1. Awasthi MK, Yan BH, Sar T, Gómez-García R, Ren L, Sharma P, Binod P, Sindhu R, Kumar V, Kumar D, Mohamed BA, Zhang Z, Taherzadeh MJ. Organic waste recycling for carbon smart circular bioeconomy and sustainable development: a review. *Bioresource Technology*. 2022;360:127620. Doi: 10.1016/j.biortech.2022.127620.
2. Goyer C, Neupane S, Zebarth BJ, Burton DL, Wilson C, Sennett L. Diverse compost products influence soil bacterial and fungal community diversity in a potato crop production system. *Applied Soil Ecology*. 2022;169:104247. Doi: 10.1016/j.apsoil.2021.104247.
3. Unmar G, Mohee R. Assessing the effect of biodegradable and degradable plastics on the composting of green wastes and compost quality. *Bioresource Technology*. 2008;99(15):6738–6744. Doi: 10.1016/j.biortech.2008.01.016.
4. Zhao SX, Schmidt S, Qin W, Li J, Li G, Zhang W. Towards the circular nitrogen economy – a global meta-analysis of composting technologies reveals much potential for mitigating nitrogen losses. *Science of the Total Environment*. 2020;704:135401. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135401.
5. Wu SH, Tursenjan D, Sun Y. Impact of compost methods on humification and heavy metal passivation during chicken manure composting. *Journal of Environmental Management*. 2023;325:116573. Doi: 10.1016/j.jenvman.2022.116573.
6. Peng H, Chen YL, Weng LP, Ma J, Ma Y, Li Y, Islam Md. S. Comparisons of heavy metal input inventory in agricultural soils in North and South China: a review. *Science of the Total Environment*. 2019;660(C):776–786. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.066.
7. Chen XM, Du Z, Liu D, Wang L, Pan C, Wei Z, Jia L, Zhao R. Biochar mitigates the biotoxicity of heavy metals in livestock manure during composting. *Biochar*. 2022;4(1). Doi: 10.1007/s42773-022-00174-x.
8. Wang MM, Wu YC, Zhao JY, Liu Y, Gao L, Jiang Z, Zhang J, Tian W. Comparison of composting factors, heavy metal immobilization, and microbial activity after biochar or lime application in straw-manure composting. *Bioresource Technology*. 2022;363:127872. Doi: 10.1016/j.biortech.2022.127872.
9. Huang DL, Gao L, Cheng M, Yan M, Zhang G, Chen S, Du L, Wang G, Li R, Tao J, Zhou W, Yin L. Carbon and N conservation during composting: a review. *Science of the Total Environment*. 2022;840:156355. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156355.
10. Yousif Abdellah YA, Shi Z-J, Luo Y-S, Hou WT, Yang X, Wang RL. Effects of different additives and aerobic composting factors on heavy metal bioavailability reduction and compost parameters: a meta-analysis. *Environmental Pollution*. 2022;307:119549. Doi: 10.1016/j.envpol.2022.119549.
11. Lim SL, Lee LH, Wu TY. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *Journal of Cleaner Production*. 2016;111:262–278. Doi: 10.1016/j.jclepro.2015.08.083.
12. Gong X Q, Zou L, Wang Li, Zhang B, Jiang J. Biochar improves compost humification, maturity and mitigates nitrogen loss during the vermicomposting of cattle manure-maize straw. *Journal of Environmental Management*. 2023;325:116432. Doi: 10.1016/j.jenvman.2022.116432.
13. Wang F, Yao W, Zhang WW, Miao L, Wang Y, Zhang H, Ding Y, Zhu W. Humic acid characterization and heavy metal behaviour during vermicomposting of pig manure amended with C-13-labelled rice straw. *Waste Management & Research*. 2022;40(6):736–744. Doi: 10.1177/0734242X211035943.
14. Gómez-Brandón M, Fornasier F, Andrade ND, Domínguez J. Influence of earthworms on the microbial properties and extracellular enzyme activities during vermicomposting of raw and distilled grape marc. *Journal of Environmental Management*. 2022;319:115654. Doi: 10.1016/j.jenvman.2022.115654.
15. Devi J, Pegu R, Mondal H, Roy R, Sundar Bhattacharya S. Earthworm stocking density regulates microbial community structure and fatty acid profiles during vermicomposting of lignocellulosic waste: unraveling the microbe-metal and mineralization-humification interactions. *Bioresource Technology*. 2023;367:128305. Doi: 10.1016/j.biortech.2022.128305.
16. Ducasse V, Capowiez Y, Peigné J. Vermicomposting of municipal solid waste as a possible lever for the development of sustainable agriculture, a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2022;42(5):1–40. Doi: 10.1007/s13593-022-00819-y.
17. Dume B, Hanc A, Svehla P, Michal P, Solcova O, Chane AD, Nigussie A. Nutrient recovery and changes in enzyme activity during vermicomposting of hydrolysed chicken feather residue. *Environmental Technology*. 2022;22:1–15. Doi: 10.1080/09593330.2022.2147451.
18. Mohee R, Soobhany N. Comparison of heavy metals content in compost against vermicompost of organic solid waste: past and present. *Resources Conservation and Recycling*. 2014;92:206–213. Doi: 10.1016/j.resconrec.2014.07.004.
19. Luo Y Q, Hui D F, Zhang D Q. Elevated CO₂ stimulates net accumulations of carbon and nitrogen in land ecosystems: a meta-analysis. *Ecology*. 2006;87(1):53–63. Doi: 10.1890/04-1724.
20. Yangjin D, Wu XW, Bai H, Gu J. A meta-analysis of management practices for simultaneously mitigating N₂O and NO emissions from agricultural soils. *Soil and Tillage Research*. 2021;213:105142. Doi: 10.1016/j.still.2021.105142.
21. Borenstein M, Hedges LV, Higgins JPT, Rothstein HR. A basic introduction to fixed-effect and random-effects models for meta-analysis. *Research Synthesis Methods*. 2010;1(2):97–111. Doi: 10.1002/jrsm.12.
22. Zhou SX, Kong FL, Lu L, Wang P, Jiang Z. Biochar – an effective additive for improving quality and reducing ecological risk of compost: a global meta-analysis. *Science of the Total Environment*. 2022;806:151439. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151439.

23. Bernal MP, Albuquerque JA, Moral R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment, a review. *Bioresource Technology*. 2009;100(22):5444–5453. Doi: 10.1016/j.biortech.2008.11.027.
24. Gao MC, Liang FY, Yu A, Li B, Yang L. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere*. 2010;78(5):614–619. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.10.056.
25. Liegui GS, Cognet S, Djumyom GVW, Atabong, PA, Fankem Noutadié JP, Chamedjeu RR, Temegne CN, Nounsé Kengne IM. An effective organic waste recycling through vermicomposting technology for sustainable agriculture in tropics. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 2021;10(3):203–214. Doi: 10.30486/ijrowa.2021.1894997.1080.
26. Singh V, Wyatt J, Zoungrana A, Yuan Q. Evaluation of vermicompost produced by using post-consumer cotton textile as carbon source. *Recycling*. 2022;7(1):10. Doi: 10.3390/recycling7010010.
27. Azizi AB, Lim MPM, Noor ZM, Abdullah N. Vermiremoval of heavy metal in sewage sludge by utilising *Lumbricus rubellus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2013;90:13–20. Doi: 10.1016/j.ecoenv.2012.12.006.
28. Ahadi N, Sharif Z, Hossain SMT, Rostami A, Renella G. Remediation of heavy metals and enhancement of fertilizing potential of a sewage sludge by the synergistic interaction of woodlice and earthworms. *Journal of Hazardous Materials*. 2020;385:121573. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121573.
29. Kaur A, Singh J, Vig A P, Dhaliwal SS, Rup PJ. Cocomposting with and without *Eisenia fetida* for conversion of toxic paper mill sludge to a soil conditioner. *Bioresource Technology*. 2010;101(21): 8192–8198. Doi: 10.1016/j.biortech.2010.05.041.
30. Pathma J, Sakthivel N. Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. *SpringerPlus*. 2012;1(1):26. Doi: 10.1186/2193-1801-1-26.
31. Chang HQ, Zhu XH, Wu J, Guo D, Zhang L, Feng Y. Dynamics of microbial diversity during the composting of agricultural straw. *Journal of Integrative Agriculture*. 2021;20(5):1121–1136. Doi: 10.1016/S2095-3119(20)63341-X.
32. Wang N, Wang WH, Jiang YJ, Dai W, Li P, Yao D, Wang J, Shi Y, Cui Z, Cao H, Dong Y, Wang H. Variations in bacterial taxonomic profiles and potential functions in response to the gut transit of earthworms (*Eisenia fetida*) feeding on cow manure. *Science of the Total Environment*. 2021;787:147392. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147392.
33. Zhang L, Sun XY. Food waste and montmorillonite contribute to the enhancement of green waste composting. *Process Safety and Environmental Protection*. 2023;170:983–998. Doi: 10.1016/j.psep.2022.12.080.
34. Yang W, Zhang L. Addition of mature compost improves the composting of green waste. *Bioresource Technology*. 2022;350:126927. Doi: 10.1016/j.biortech.2022.126927.
35. Ramesh S. Grain yield, nutrient uptake and nitrogen use efficiency as influenced by different sources of vermicompost and fertilizer nitrogen in rice. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*. 2018;7(5):52–55.
36. Yang F, Li GX, Zang B, Zhang Z. The maturity and CH₄, N₂O, NH₃ emissions from vermicomposting with agricultural waste. *Compost Science & Utilization*. 2017;25(4):262–271. Doi: 10.1080/1065657X.2017.1329037.
37. Swati A, Hait S. Greenhouse gas emission during composting and vermicomposting of organic wastes-a review. *Clean – Soil, Air, Water*. 2018;46(6):1700042. Doi: 10.1002/clen.201700042.
38. Aira M, Monroy F, Domínguez J. C to N ratio strongly affects population structure of *Eisenia fetida* in vermicomposting systems. *European Journal of Soil Biology*. 2006;42:S127–S131. Doi: 10.1016/j.ejsobi.2006.07.039.

Статья поступила в редколлегию 27.11.2023.
Received by editorial board 27.11.2023.

ЭКОЛОГО-ГЕНЕТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ НАСЛЕДОВАНИЯ ВЫХОДА ВОЛОКНА У ГИБРИДОВ ХЛОПЧАТНИКА, ПОЛУЧЕННЫХ ПУТЕМ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РАЗЛИЧНЫХ МЕТОДОВ СКРЕЩИВАНИЯ

С. Г. БОБОЕВ¹⁾, М. С. МИРАХМЕДОВ¹⁾, Т. АБДРАХМАНОВ¹⁾, И. Г. АМАНТУРДИЕВ¹⁾, А. Г. СЫСА²⁾

¹⁾Национальный университет Узбекистана им. М. Улугбека,
ул. Вузгородок дом, 4, 100174, г. Ташкент, Узбекистан

²⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

Улучшение качества волокна хлопчатника – важнейшая задача селекционных программ государств, занимающихся хлопководством. Одной из актуальных проблем является создание новых сортов и гибридов хлопчатника с высокой продуктивностью, устойчивостью к вредителям и болезням, адаптивностью к экстремальным условиям внешней среды и глобальным изменениям климата. Исследование проводилось на экспериментальном участке кафедры генетики, расположенном на территории ботанического сада НУУз. Изучались гибриды хлопчатника, полученные с использованием методов межлинейной и межвидовой сложной гибридизации. Межлинейные гибриды были получены с участием линии генетической коллекции НУУз. В результате исследований выявлено, что для изученных комбинаций скрещивания с участием линий Л-501 и Л-525 с цельной формой листа в F_2 с цельными листьями выход волокна больше, чем у растений с трехдольчатой и пятидольчатой формами листа, что указывает на доминантно-гомозиготное состояние гена Int^1 (цельная форма листа). Для комбинаций скрещивания Л-653×Л-681, Л-650×Л-681 показано, что ген Int^n (мутантный тип куста «пахтабад») не оказывает существенного действия на экспрессию генов, определяющих выход волокна. У межвидовых сложных гибридов F_1 – F_4 обнаружено появление в ранних поколениях рекомбинантов с положительными показателями, расположенными в правых классах вариационного ряда, что свидетельствует о возможности улучшения признака и выделения семей, обладающих высоким выходом волокна, начиная с F_4 путем проведения отбора среди этих рекомбинантов. Полученные сложные межвидовые гибриды хлопчатника обладают новым сочетанием хозяйственно ценных признаков и экологической пластичностью, что дает возможность культивировать их в неблагоприятных эколого-географических условиях пустынь Узбекистана.

Ключевые слова: хлопок; гибрид; наследование; волокно; вариация; трансгрессия.

Образец цитирования:

Бобоев СГ, Мирахмедов МС, Абдрахманов Т, Амантурдиев ИГ, Сыса АГ. Эколого-генетический анализ наследования выхода волокна у гибридов хлопчатника, полученных путем использования различных методов скрещивания. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;4:87–94.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-87-94>

For citation:

Boboyev SG, Mirakhmedov MS, Abdrakhmanov T, Amanturdiyev IG, Sysa AG. Eco-genetic analysis of the inheritance of fiber yield in cotton hybrids with various crossing methods. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:87–94. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-87-94>

Авторы:

Сайфулла Гафурович Бобоев – доктор биологических наук; профессор кафедры генетики.
Мирвахоб Садинович Мирахмедов – кандидат биологических наук, доцент кафедры генетики.
Тохтасин Абдрахманов – кандидат сельскохозяйственных наук, профессор; декан биологического факультета.
Икром Гуломович Амантурдиев – доктор биологических наук, профессор; доцент кафедры генетики.
Алексей Григорьевич Сыса – кандидат химических наук, доцент; декан факультета экологической медицины.

Authors:

Sayfulla G. Boboyev, doctor of science (biology), professor at the department of genetics.
boboyev.1979@mail.ru
Mirvakhob S. Mirakhmedov, PhD (biology), docent at the department of genetics.
mirvakhobm@gmail.com
Tokhtasin Abdrakhmanov, PhD (agriculture), professor, dean of the faculty of biology.
soilecology@yandex.ru
Ikrom G. Amanturdiyev, doctor of science (biology), professor, docent at the department of genetics.
amanturdiyev.i@gmail.com
Aliaksei G. Sysa, PhD (chemistry), docent, dean of the environmental medicine faculty.
aliaksei.sysa@isen.by

ECO-GENETIC ANALYSIS OF THE INHERITANCE OF FIBER YIELD IN COTTON HYBRIDS WITH VARIOUS CROSSING METHODS

S. G. BOBOYEV^a, M. S. MIRAKHMEDOV^a, T. ABDRAKHMANOV^a, I. G. AMANTURDIEV^a, A. G. SYSA^b

^aNational University of Uzbekistan named after Mirzo Ulugbek,
4 Vuzhorodok dom Street, Tashkent 100174, Uzbekistan

^bInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daihabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus
Corresponding author: A. G. Sysa (aliaksei.sysa@iseu.by)

Improving the quality of cotton fiber is one of the most important tasks of the breeding programs of states involved in cotton growing. One of the pressing problems is the creation of new varieties and hybrids of cotton with high productivity, resistance to pests and diseases, adaptability to extreme environmental conditions and global climate change. The purpose of the study is to establish the nature of inheritance and variability in the yield and fiber length of cotton hybrids from various ecological and geographical zones, obtained using methods of interline and interspecific complex hybridization. As a result of the research, it was revealed that for the studied crossing combinations involving lines L-501 and L-525 with a whole leaf form in F_2 with whole leaves, the fiber yield is greater than in plants with three-lobed and five-lobed leaf forms, which indicates a dominant homozygous state Int^1 gene (whole leaf form). For the crossing combinations L-653×L-681, L-650×L-681, it was shown that the Int^n gene (mutant type of «pakhtaabad» bush) does not have a significant effect on the expression of genes that determine fiber yield. In interspecific complex hybrids F_1 - F_4 , the appearance in early generations of recombinants with positive indicators located in the right classes of the variation series was discovered, which shows the possibility of improving the trait and identifying families with high fiber yield starting from F_4 , by undefined selection among these recombinants.

The resulting complex interspecific cotton hybrids have a new combination of economically valuable traits and ecological plasticity, which will allow them to be cultivated in the unfavorable ecological and geographical conditions of the deserts of Uzbekistan.

Keywords: cotton; hybrid; inheritance; fiber; variation; transgression.

Введение

Значение хлопчатника в народном хозяйстве очень велико, так как, отличаясь от других сельскохозяйственных культур, он является прибыльным. Из литературных данных известно, что из него получают около 300 видов продукции, особенно важное значение имеет культура в отраслях легкой и пищевой промышленности, в животноводстве и строительстве. Но несмотря на это хлопчатник возделывается в основном ради волокна.

Селекция новых сортов и гибридов хлопчатника, характеризующихся высоким урожаем и его качеством, является важнейшим фактором интенсификации и подъема отрасли хлопководства. Современное сельскохозяйственное производство нуждается в новых сортах и гибридах хлопчатника с высокой продуктивностью, устойчивостью к вредителям и болезням, адаптивностью к экстремальным условиям внешней среды и глобальным изменениям климата.

Для этого используется хорошо изученный ценный исходный материал для ведения селекционного процесса, который создается при инвентаризации образцов, генетических коллекций, оценке и отборе генотипов (линий, сортов, гибридов) сельскохозяйственных культур по физиолого-генетическим признакам и системам, определяющим их урожайность. К таким признакам и системам относятся аттракция ассимилятов, их микрораспределение, адаптивность к меняющимся условиям среды, устойчивость к различным факторам и др. Создание новых сортов может быть более эффективным, если оно будет базироваться на основных положениях теории эколого-генетической организации количественных признаков растений, в частности, на положении о том, что набор и число генов, детерминирующих генетическую изменчивость количественного признака, меняется при изменении лимитирующих рост растений факторов внешней среды. С позиции этой теории донорские свойства генотипов должны меняться в различных экологических условиях.

Учеными многих хлопкосеющих стран мира ведутся исследования по изучению закономерности наследования и изменчивости выхода волокна, коррелятивной связи выхода волокна с другими хозяйственно-ценными признаками у гибридов, полученных с использованием различных методов гибридизации, и на этой основе проводятся работы по созданию новых сортов хлопчатника с выходом волокна свыше 40 %.

Например, в работе Essam El-Hashash отмечается, что у гибридов, полученных с участием сортов хлопчатника Египетской и Американской селекции, выход волокна и масса хлопка сырца одной коробки наследуется взаимодействием аддитивных генов [7], а в работе Abdulla A. M. A., et al. доказана возможность выделения скороспелых рекомбинантов с высоким выходом волокна при скрещивании сортов хлопчатника Египетской и Американской селекции [6].

В исследованиях Ф. С. Разоковой выявлено, что наследование выхода волокна у географически отдаленных гибридных растений F_1 происходило с уклонением в сторону материнских сортов Турецкой селекции [3]. Наследование выхода волокна у гибридов хлопчатника изучено многими исследователями. Ими установлено промежуточное наследование этого признака в F_1 и полное доминирование родительских форм с высоким выходом волокна в F_2 [2; 3].

Обобщая многолетние исследования, проведенные в Национальном университете Узбекистана им. Мирзо Улугбека (НУУз) совместно с сотрудниками лаборатории, Д. А. Мусаев сделал заключение о том, что развитие волосяного покрова семян (подпушек и волокно) у хлопчатника вида *G. hirsutum* L. обусловлено сложной системой генов: наследование этого признака происходит по «комбинированному» типу взаимодействия генов [4].

М. Ф. Абзаловым установлено, что многовершинность вариационной кривой при наследовании выхода волокна в F_2 , а также прерывистость вариационного ряда в отдельных комбинациях является результатом взаимодействия «собственных» генов волокна, а также плеiotропного действия генов подпушка [1].

Цель исследования – установление характера наследования и изменчивости выхода и длины волокна гибридов хлопчатника из различных эколого-географических зон, полученных с использованием методов межлинейной и межвидовой сложной гибридизации.

Материалы и методы исследования

Исследование проводилось на экспериментальном участке кафедры генетики, расположенном на территории ботанического сада НУУз. Участок представляет собой орошаемый типичный серозем, рельеф его ровный с незначительным уклоном к западу. Почва преимущественно средне и тяжелосуглинистая, несмытая, не засоленная на лёссовидных суглинках. Верхняя часть почвенного профиля представлена агроирригационным горизонтом, мощность которого достигает 85 см. В пахотных горизонтах содержание гумуса составляет 1,9 %, которое постепенно уменьшается с глубиной до 0,5 %. Почвы исследуемых территорий отличаются хорошей проработанностью землероями, высокой порозностью (42–45 %), аэрацией, водопроницаемостью, а также повышенной биологической активностью.

В исследованиях были изучены гибриды хлопчатника, полученные с использованием методов межлинейной и межвидовой сложной гибридизации. Межлинейные гибриды были получены с участием линии генетической коллекции НУУз.

Использованные в качестве родительских форм линии различались по форме листовой пластинки и типу куста. Были изучены гибриды F_1 , F_2 , F_b по выходу волокна на фоне листовой пластинки (ген In^1 – цельная форма листа) и типа куста (ген Int^n – мутантный тип куста «пахтаабад»).

Сложные межвидовые гибриды получены от скрещивания сортов вида *G. hirsutum* L. C-4727, C-6524, Омад и вида *G. barbadense* L. сорта Термез-31 с межвидовым гибридом $F_1(F_1 G. thurberi \times G. raimondii) \times G. arboreum$ ($2n=52$) (К-28).

Все полученные экспериментальные данные подвергались статистической обработки по Б. А. Доспехову [8].

В качестве критерия проверки гипотезы о нормальном законе распределения данных использовали критерий согласия Пирсона χ^2 (Хи-квадрат). Полученные результаты были обработаны с применением t-критерия Стьюдента. Вычисляли среднюю арифметическую величину (M), ошибку средней (стандартная ошибка – m) и показатель статистической значимости (p). Отличия считались статистически значимыми при $p < 0,05$.

Результаты исследования и их обсуждение

В первой межлинейной гибридной комбинации родительские линии Л-501 с цельной – округлой формой листовой пластинки ($x = 36,60 \pm 0,28\%$ и Л-681 с пальчатодольчатой формой листовой пластинки ($x = 35,69 \pm 0,18\%$), разница по выходу волокна статистически значима ($td = 2,76$; $p < 0,05$). В F_1 наблюдается эффект гетерозиса ($hp = 2,16$). Анализ вариационного ряда растений F_1 с трехлопастной формой листовой пластинки показал, что они по вариационному ряду распределяются в пределах классов от 35 до 39 %. Среднее значение равно $x = 37,04 \pm 0,18\%$ (табл. 1).

Таблица 1

Наследование выхода волокна у межлинейных гибридов, различающихся по форме листовой пластинки

Table 1

Inheritance of fiber yield in interline hybrids that differ in leaf blade shape

Материал	n	Lim, %	$\bar{x} \pm m$	hp
Л-501 (ц/л)	50	31–41	$36,60 \pm 0,28$	
F ₁ Л-501×Л-681 (т/лоп)	25	35–39	$37,04 \pm 0,18$	2,16
Л-681 (п/дол)	55	33–39	$35,69 \pm 0,18$	
F ₂ Л-501×Л-681,	595	29–47	$37,49 \pm 0,12$	
из них: ц/л	142	29–47	$39,09 \pm 0,25$	
т/лоп	293	31–45	$37,50 \pm 0,15$	
п/дол	160	29–45	$36,06 \pm 0,21$	
F _b (F ₁ Л-501×Л-681)×Л-681,	62	29–43	$35,74 \pm 0,50$	
из них: ц/л	32	31–43	$37,74 \pm 0,59$	
п/дол	30	29–41	$33,60 \pm 0,63$	
Л-525 (ц/л)	50	33–39	$36,60 \pm 0,28$	
F ₁ Л-525×Л-681 (т/дол)	54	31–39	$37,04 \pm 0,18$	1,77
Л-681 (п/дол)	55	33–39	$35,69 \pm 0,18$	
F ₂ Л-525×Л-681,	614	29–43	$37,49 \pm 0,12$	
из них: ц/л	148	31–45	$39,09 \pm 0,25$	
т/дол	306	29–45	$37,50 \pm 0,15$	
п/дол	160	29–43	$36,06 \pm 0,21$	
F _b (F ₁ Л-525×Л-681)×Л-681,	113	29–43	$35,74 \pm 0,50$	
из них: т/дол	55	29–43	$37,74 \pm 0,59$	
п/дол	58	29–43	$33,60 \pm 0,63$	

Примечание. ц/л – цельнокрайный, т/лоп – трехлопастной, т/дол – трехдольчатый, п/дол – пальчатодольчатый.

В F₂ происходит сложное расщепление с проявлением двухсторонней трансгрессии. Вариационный ряд F₂ включает в себя классы от 29 до 47 %, при среднем значении $\bar{x} = 37,49 \pm 0,12$ %, тогда как распределение растений родительских линий было в пределах у Л-501 от 31 до 41 %, у Л-681 от 33 до 39 %. Среднее значение F₂ превышает показатели как родительских линий, так и F₁.

Дифференцированный анализ растений F₂ на фоне формы листовой пластинки показал следующие результаты. Составленный вариационный ряд для растений с цельной формой листовой пластинки (от 29 до 47 %) полностью совпадает с крайними пределами общего вариационного ряда растений F₂, при этом среднее значение ($\bar{x} = 39,09 \pm 0,25$ %) данного класса намного превышает среднее показатели родительских линий, F₁ и общего F₂.

Растения с трехлопастной формой листа распределялись по вариационному ряду между классами от 31 до 45 %, $\bar{x} = 37,50 \pm 0,15$ %. Наименьшим выходом волокна характеризовались растения класса, имеющие пальчатодольчатую форму листовой пластинки. Размах изменчивости у них варьировал в пределах от 29 до 45 %, при среднем значении $\bar{x} = 36,06 \pm 0,21$ % (см. табл. 1). Различия средних показателей классов растений с цельной и пальчатодольчатой формами листовой пластинки статистически значимы ($t_d = 9,18$; $p < 0,05$). Это дает основание полагать о положительном эффекте гена In¹, детерминирующего цельный лист, на выход волокна.

В другой комбинации скрещивания при участии линий Л-525 с цельной – ланцетовидной формой листовой пластинки и Л-681 с пальчатодольчатой формой листовой пластинки, родительские линии по среднему показателю выхода волокна ($\bar{x} = 34,65 \pm 0,17$ %; $\bar{x} = 35,69 \pm 0,18$ % соответственно) имели статистически значимые различия ($t_d = 4,16$; $p < 0,05$).

В F₁ наблюдается эффект гетерозиса (hp=1,77). Вариационный ряд включает классы в пределах от 31 до 39 % (см. табл. 1).

В F_2 происходит расщепление с высокой амплитудой изменчивости (от 29 до 45 %) с проявлением двухсторонней трансгрессии. Показатель выхода волокна в среднем составил $x = 36,46 \pm 0,12$ %. У родительских линий составленный вариационный ряд включает в себя одинаковые классы от 33 до 39 % с относительно близкими показателями средних значений выхода волокна.

Дифференцированный анализ наследования выхода волокна на фоне форм листовой пластинки показал, что высокое значение его выхода наблюдается у растений с цельной формой листа ($x = 38,24 \pm 0,22$ %). Растения распределяются в вариационном ряду в пределах классов от 31 до 45 %. Средний показатель у этих растений превышает средние значения родительских линий, F_1 и растения F_2 с трехдольчатой и пятидольчатой формами листовой пластинки. Растения с трехдольчатой формой листа в вариационном ряду распределяются, в пределах классов от 29 до 45 % со средним значением $x = 36,48 \pm 0,16$ %. Наименьшим показателем среднего значения обладали растения с пятидольчатой формой листа $x = 34,84 \pm 0,21$ % (см. табл. 1).

Различия средних показателей классов F_2 с цельной и пятидольчатой формами листовой пластинки статистически значимы ($td = 11,33$; $p < 0,05$).

Наследование выхода волокна также было изучено на фоне типа куста при скрещивании линий, обладающих мутантным типом куста «пахтаабад», и нормальным типом куста.

Исходные линии имели следующие показатели по выходу волокна: Л-653 (тип куста мутантный «пахтаабад», форма листа пальчаторассеченная) – $x = 36,17 \pm 0,22$ %; Л-681 (тип куста «норма», форма листа пальчатодольчатая) – $x = 35,69 \pm 0,18$ %. Статистически значимых различий средних показателей не установлено ($td = 1,71$; $p > 0,05$). Растения F_1 («пахтаабад», пальчатораздельная форма листа) по выходу волокна имели средний показатель $x = 36,43 \pm 0,28$ %, при амплитуде изменчивости от 33 до 41 %, то есть наблюдается эффект гетерозиса ($hp = 2,08$) (табл. 2).

Таблица 2

Наследование выхода волокна у межлинейных гибридов при скрещивании линий, обладающих мутантным типом куста «пахтаабад», и нормальным типом куста

Table 2

Inheritance of fiber yield in interline hybrids when crossing lines with the mutant type of bush «pakhtaabad» and the normal type of bush

Материал	<i>n</i>	Lim, %	$x \pm m$	V %	hp
Л-653 («пахтаабад»)	51	33–39	$36,17 \pm 0,22$	4,43	
F_1 Л-653×Л-681 («пахтаабад»)	27	33–41	$36,43 \pm 0,28$	3,95	2,06
Л-681 («норма»)	55	33–39	$35,69 \pm 0,18$	3,71	
F_2 Л-653×Л-681,	480	31–45	$36,99 \pm 0,12$	6,92	
из них «пахтаабад»	355	31–45	$36,80 \pm 0,28$	7,16	
«норма»	125	33–43	$37,52 \pm 0,25$	6,01	
п/расс	119	31–43	$36,71 \pm 0,25$	7,55	
п/разд	237	31–43	$37,19 \pm 0,19$	7,82	
п/дол	124	31–45	$36,95 \pm 0,23$	6,82	
$F_b(F_1$ Л-653×Л-681)×Л-681,	125	29–41	$35,73 \pm 0,19$	6,10	
из них «пахтаабад»	70	31–39	$34,89 \pm 0,24$	5,86	
«норма»	55	33–41	$36,57 \pm 0,26$	5,40	
п/разд	58	31–41	$35,83 \pm 0,31$	6,70	
п/дол	67	29–39	$35,66 \pm 0,25$	5,72	
Л-650 («пахтаабад»)	50	31–39	$35,10 \pm 0,21$	4,17	
F_1 Л-650×Л-681 («пахтаабад»)	44	33–39	$36,28 \pm 0,19$	3,22	3,03
Л-681 («норма»)	55	33–39	$35,69 \pm 0,18$	3,71	
F_2 Л-650×Л-681,	464	29–45	$35,82 \pm 0,12$	7,37	
из них «пахтаабад»	325	29–45	$35,81 \pm 0,15$	7,31	
«норма»	139	29–43	$35,85 \pm 0,23$	7,54	
$F_b(F_1$ Л-525×Л-681)×Л-681,	151	31–43	$34,85 \pm 0,19$	6,64	
из них «пахтаабад»	77	31–43	$35,22 \pm 0,26$	6,47	
«норма»	74	31–41	$34,69 \pm 0,27$	6,77	

Примечание. «Пахтаабад» – мутантный карликовый тип куста, «норма» – нормальный тип.

В F_2 наблюдается широкий диапазон изменчивости с проявлением двухсторонней трансгрессии, где выделяются растения, выходящие за минимальное и максимальное значения родительских линий и растений F_1 . Вариационный ряд, составленный для F_2 , включает в себя классы от 31 до 45 %, средний показатель равен $x = 36,99 \pm 0,12$ %. В то время как размах изменчивости родительских линий Л-653 и Л-681 находится в одинаковых пределах от 33 до 39 %.

Анализ растений на фоне типа куста – «пахтаабад» и «норма» показал, что эти классы не имеют статистически значимых различий по выходу волокна ($x = 36,80 \pm 0,28$ %; $x = 37,52 \pm 0,25$ % соответственно) ($td = 1,95$; $p > 0,05$). Амплитуда изменчивости признака у мутантного типа от 31 до 45 %, а у нормы немного уже от 33 до 43 % (см. табл. 2).

Дифференцированный анализ растений F_2 , проведенный на фоне формы листа, показал, что наибольшим выходом волокна характеризуются растения с пальчатораздельной формой ($x = 37,19 \pm 0,19$ %), хотя крайние пределы размаха изменчивости (от 31 до 43 %) совпадают с растениями пальчаторассеченной формы листовой пластинки ($x = 36,71 \pm 0,25$ %).

Промежуточный показатель выхода волокна имели растения с пальчатодольчатой формой. У них средний показатель равен $x = 36,95 \pm 0,23$ % при амплитуде изменчивости от 31 до 45 %. Следует отметить, что гомозиготные классы (пальчаторассеченный и пальчатодольчатый) по среднему показателю статистически значимых не имеют ($td = 0,73$; $p > 0,05$).

Аналогичные результаты получены при анализе растений F_b (Л-653 x Л-681) x Л-681 на фоне типа куста и формы листовой пластинки (см. табл. 2).

В другой комбинации исходная линия Л-681 (тип куста «норма», форма листа пальчатодольчатая) по среднему показателю выхода волокна ($x = 35,69 \pm 0,18$ %) статистически значимо превышает показатель линии Л-650 (тип куста мутантный «пахтаабад», форма листа пальчатодольчатая) – ($x = 35,10 \pm 0,21$ %) ($td = 2,26$; $p < 0,05$) (см. табл. 2).

Растения F_1 («пахтаабад», пальчатодольчатая форма листа) по вариационному ряду распределились в пределах от 33 до 39 % ($x = 36,28 \pm 0,19$ %). Наблюдается проявление эффекта гетерозиса ($hp = 3,03$). Как видно из данных, представленных в табл. 2, в F_2 наблюдается сложное расщепление с амплитудой изменчивости признака от 29 до 45 %. Выделяются классы, выходящие за пределы значения классов родительских линий и растений F_1 : имеет место двухсторонняя трансгрессия. Среднее значение признака у растений F_2 составляет $x = 35,82 \pm 0,12$ %.

Анализ растений F_2 по выходу волокна на фоне типа куста («пахтаабад», «норма») показывает, что крайние классы растений типов «пахтаабад» и «норма», как видно из данных табл. 2, практически совпадают, различия средних показателей этих классов статистически незначимы ($td = 0,15$; $p > 0,05$).

Результаты по F_2 подтверждаются данными F_b (Л-650 x Л-681) x Л-681, где также наблюдается недостоверная разница между классами «пахтаабад» и «норма» ($td = 1,43$; $p < 0,95$) (см. табл. 2).

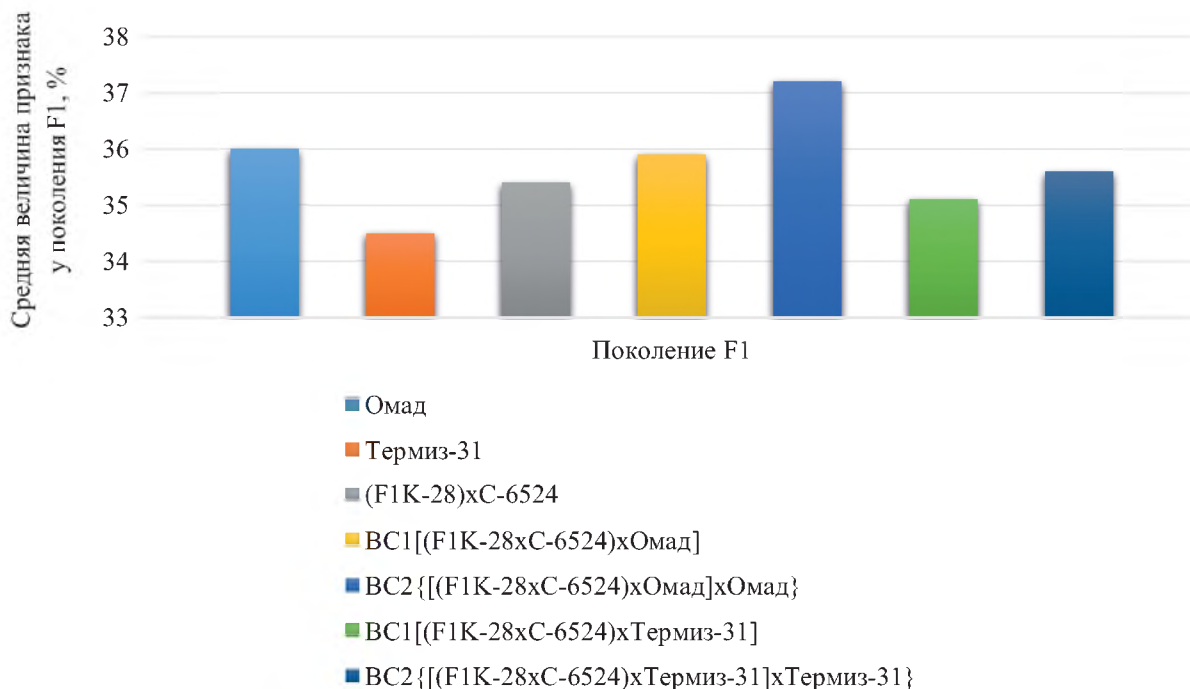
При сложной межвидовой гибридизации исходные формы имели близкие значения по признаку выхода волокна. Например, у сортов «Омад» и «Термез-31» средняя величина признака составляет 36,0 и 34,5 %, а у 4 видового материнского гибрида 35,4 и 4 видового гибрида с участием сорта Омад 35,9 % соответственно (рисунок).

Однако анализ вариационных рядов по анализируемому признаку свидетельствует о нестабильности 4 видовых гибридов и широкой изменчивости по признаку, где распределение растений происходит в классах с величиной признака от 29,1–31,0 % до 41,1–43,0 %. Средний показатель беккросс гибрида F_1BC_1 с участием сорта Термез-31 был на уровне исходных форм, а у F_1BC_2 относительно высоким (37,2 %). В результате положительной трансгрессии признака при сложной межвидовой гибридизации, начиная с этого поколения, выщепляются высоко выходных растения в классах с величиной признака 43,1–45,0 %.

Показатели выхода волокна у сложных 5 видовых гибридов F_1 , созданных с участием сорта «Термез-31», также находилось на промежуточном уровне, а у беккроссов с данным сортом, благодаря появлению трансгрессивных растений с величиной свыше 39,0 %, наблюдалось незначительное улучшение признака.

Анализ потомства F_2 сложных 4 видовых и их беккроссов гибридов F_2BC_1 свидетельствует, что среднее выражение признака оставалось на уровне F_1 . Однако у двукратных беккросс гибридов F_2BC_2 , в результате появления положительных рекомбинантов с выходом волокна 43,1–45,0 %, средние показатели признака поднялись до 37,4–38,0 %. У сложных 5 видовых гибридов F_2 и их беккроссов с участием сорта «Термез-31» вида *G. barbadense* L. также наблюдается повышение средних величин признака.

Результаты изучения гибридов F_3 свидетельствуют о значительном повышении среднего значения выхода волокна по сравнению с предыдущими поколениями, что, по-видимому, обусловлено отбором высоковыходных растений в ранних поколениях. Например, у 4 видовых гибридов средние значения признака оказались на уровне 36,8–37,1 %, у потомства однократного беккросса – 37,9–38,3 % и двукратного на уровне 38,0–38,2 %, а у 5 видовых показатели были в пределах от 36,4 до 37,1 %.



Наследования выхода волокна у сложных межвидовых гибридов хлопчатника

Inheritance of fiber yield in complex interspecific cotton hybrids

Полученные данные по признаку «выход волокна» у сложных и беккросс гибридов F_4 подтверждают предыдущие выводы об эффективности гибридизации с участием 4 и более компонентов для его повышения. Растения этого поколения оказались более высокопродуктивными по сравнению с ранними поколениями и располагались в правых классах вариационного ряда. Наиболее высокие значения признака отмечались у однократных и двукратных беккросс гибридов, полученных с участием сорта «Омад». У 5 видовых гибридов, полученных с участием $F_1K-28 \times C-6524$ и сорта Термиз-31, а также однократного беккросса с участием сорта Термиз-31, средние значения выхода волокна оказались высокими. Отмечено значительное улучшение средних величин признака у данных гибридов в сравнении с предыдущими поколениями.

В отличие от 4–5 видовых и беккросс гибридов F_1 , где растения распределялись во многих классах вариационного ряда, растения гибридов F_4 размещались в средних и правых классах, что привело к повышению средних величин признака. Наиболее широкая вариация признака отмечена у двукратных беккросс гибридов с участием сорта «Омад» (33,1–45,0 %), а у 5 видовых гибридов растения расположились в классах 31,1–45,0 %.

Из полученных данных следует, что изменчивость выхода волокна в F_1 – F_3 наиболее высокая: происходит улучшение признака. Наиболее заметное его улучшение происходит начиная с F_3 , что, по-видимому, обусловлено выщеплением рекомбинантов среди гибридов ранних поколений. Повышение выхода волокна также отмечено у 4 видовых гибридов F_4 (37,1–37,8 %), что на 2,2–2,3 % выше по сравнению с F_1 .

Заключение

Таким образом, на основании изученных двух комбинаций скрещивания с участием линий Л-501 и Л-525 с цельной формой листа можно заключить, что положительный гетерозис по технологическим качествам волокна у гибридов F_1 проявляется в зависимости от эколого-генетических свойств генотипов хлопчатника.

У растений F_2 цельными листьями выход волокна больше, чем у растений с трехдольчатой и пятидольчатой формами листа. Следовательно, можно полагать, что ген Int^1 в доминантно-гомозиготном состоянии положительно влияет на показатель «выход волокна».

На основе комбинаций скрещивания Л-653×Л-681, Л-650 × Л-681 можно заключить, что ген Int^1 , обуславливающий мутантный тип куста «пахтабад» у линий Л-653 и Л-650, не оказывает существенного действия на экспрессию генов, определяющих выход волокна.

При изучении признака «выход волокна» у межвидовых сложных гибридов F_1 – F_4 обнаружено появление в ранних поколениях рекомбинантов с положительными показателями, расположенными в правых

классах вариационного ряда, что дает возможность улучшения признака и выделение семей, обладающих высоким выходом волокна, начиная с F_4 , путем проведения отбора среди этих рекомбинантов.

Полученные сложные межвидовые гибриды хлопчатника, помимо целевого признака «выход волокна», обладают новым сочетанием хозяйственноценных признаков и экологической пластичностью: устойчивостью к полеганию и засухе, относительно высокой устойчивостью к засоленности почв, что позволит культивировать их в неблагоприятных эколого-географических условиях пустынь Узбекистана.

Библиографические ссылки

1. Абзалов МФ. *Генетика и феногенетика важнейших признаков хлопчатника G.hirsutum L.* [диссертация]. Москва: [б. и.]; 1991.
2. Бобоев СГ, Муратов ГА, Амантурдиев ИГ. Гўзанинг турлараро мураккаб дурагайларида тола чикими ва узунлиги белгиларини ўзгарувчанлиги. *Ўзбекистон аграр фани хабарномаси = Вестник аграрной науки Узбекистана*. 2020;1(79):17–20.
3. Кучкоров О, Мирахмедов М, Шарипов Ш. Формирования хозяйственно-ценных признаков у линии хлопчатника вида *G.hirsutum L.* в условиях засоленных почв. *Актуальные проблемы современной науки*. 2017;2:159–163.
4. Мусаев ДА. *Генетическая коллекция хлопчатника*. Ташкент: Фан; 1979. 162 с.
5. Разокова ФС. Наследование выхода волокна гибридами F_1 , полученными от географически отдаленных родительских сортов средневолокнистого хлопчатника. *Доклады ТАСХН*. 2016;4:4–6.
6. Abdulla AMA, Abou-El-Zahab AA, Radwan SH. Combining ability for yield and earliness of Pima x Egyptian cotton cultivars crosses. In: C. Paul Dugger, Debbie A. Richter, editors. Proceedings of the Beitwide Cotton Conference, January 3–7, Orlando, FL. Orlando: [published unknown]; 1999. Volume 1. p. 473–477.
7. El-Hashash E. Genetic analysis for some yield and fiber quality traits using F_2 and F_3 populations in cotton. *Journal of Plant Production*. 2010;1(12):1593–1604.
8. Доспехов БА. *Методика полевого опыта*. Москва: Агропромиздат; 1985. 351 с.

References

1. Abzalov MF. *Genetika i fenogenetika vazhneyshikh priznakov khlopchatnika G.hirsutum L.* [Genetics and phenogenetics of the most important traits of cotton *G.hirsutum L.*] [PhD dissertation]. Moscow: [publisher unknown]; 1991. Russian.
2. Boboev SG, Muratov GA, Amanturdiyev IG. *Gўzaning turlararo murakkab duragajlarida tola chiqimi va uzunligi belgilarini ўzgaruvchanligi* [Variability of fiber yield and length characteristics in interspecies complex hybrids of cotton]. *Bulletin of Agrarian Science of Uzbekistan*. 2020;1(79):17–20. Uzbek.
3. Kuchkorov O, Mirakhmedov M, Sharipov Sh. *Formirovaniya khozyaystvenno-tsennykh priznakov u linii khlopchatnika vida G.hirsutum L. v usloviyakh zasolennykh pochv* [Formation of economically valuable traits in the cotton line of the species *G.hirsutum L.* in saline soils] *Current problems of modern science*. 2017;2:159–163. Russian.
4. Musaev DA. *Geneticheskaya kolleksiya khlopchatnika* [Genetic collection of cotton]. Tashkent: Fan; 1979. 162 p. Russian.
5. Razokova FS. *Nasledovaniye vykhoda volokna gibridami F_1 , poluchennymi ot geograficheski otdalennykh roditel'skikh sortov srednevolknistogo khlopchatnika* [Inheritance of fiber yield by F_1 hybrids obtained from geographically distant parent varieties of medium-fiber cotton]. *Doklady TASHKH* [Reports of TAACS]. 2016;4:4–6. Russian.
6. Abdulla AMA, Abou-El-Zahab AA, Radwan SH. Combining ability for yield and earliness of Pima x Egyptian cotton cultivars crosses. In: C. Paul Dugger, Debbie A. Richter, editors. Proceedings of the Beitwide Cotton Conference, January 3–7, Orlando, FL. Orlando: [publisher unknown]; 1999. Volume 1. p. 473–477.
7. El-Hashash E. Genetic analysis for some yield and fiber quality traits using F_2 and F_3 populations in cotton. *Journal of Plant Production*. 2010;1(12):1593–1604.
8. Dospekhov BA. *Metodika polevogo opyta* [Field experiment methodology]. Moscow: Agropromizdat; 1985. 351 p. Russian.

Статья поступила в редколлегию 20.11.2023.
Received by editorial board 20.11.2023.

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ПРЕДПРИЯТИЯ ХИМИЧЕСКОЙ ОТРАСЛИ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ

Е. В. ЗАЙЦЕВА¹⁾, И. А. РОВЕНСКАЯ¹⁾, К. В. ТИХОМИРОВ²⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

²⁾Белорусский государственный университет,
пр. Независимости, 4, 220030, г. Минск, Беларусь

В исследовании приведен анализ одного из самых крупных промышленных комплексов химической отрасли Республики Беларусь – предприятия по производству химических волокон. Рассмотрено воздействие на основные компоненты окружающей среды за 2016–2020 гг. Установлено, что предприятие относится к I категории воздействия на атмосферный воздух. Всего в атмосферный воздух выбрасывается 86 наименований загрязняющих веществ I–IV классов опасности, из которых вещества I и II классов составляют чуть менее 30 % суммарного валового выброса предприятия. При этом превышение значений максимальных приземных концентраций наблюдалось в 2020 г. только по этилацетату на границе санитарно-защитной зоны. Рассмотрена динамика потребления водных ресурсов и образования сточных вод на предприятии. Несмотря на то, что за исследованный период производственные мощности предприятия увеличились и расширился ассортимент выпускаемой продукции, общее потребление воды и образование сточных вод уменьшилось. Представлены направления обращения с отходами производства: образующиеся в результате производства отходы направляются на переработку на действующих технологических установках для дальнейшего использования в производстве; термическое обезвреживание на действующих печах сжигания отходов; захоронение на городском полигоне твердых коммунальных отходов; на реализацию и хранение.

Ключевые слова: атмосферный воздух; водопотребление; сточные воды; отходы производства; химическая промышленность.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF CHEMICAL INDUSTRY ENTERPRISES OF THE REPUBLIC OF BELARUS

E. V. ZAITSEVA^a, I. A. RAVENSKAYA^a, K. V. TIKHOMIROV^a

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Dauhahrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

^bBelarussian State University,
4 Niezalieznasci Avenue, Minsk, 220030, Belarus
Corresponding author: I. A. Ravenskaya (rovenskaya@belstu.by)

Образец цитирования:

Зайцева ЕВ, Ровенская ИА, Тихомиров КВ. Оценка воздействия на окружающую среду предприятия химической отрасли Республики Беларусь. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;4:95–103.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-95-103>

For citation:

Zaitseva EV, Ravenskaya IA, Tikhomirov KV. Environmental impact assessment of chemical industry enterprises of the Republic of Belarus. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:95–103. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-95-103>

Авторы:

Елена Викторовна Зайцева – студентка, факультет мониторинга окружающей среды.
Ирина Александровна Ровенская – кандидат биологических наук, доцент, доцент кафедры экологического мониторинга и менеджмента.
Кирилл Валерьевич Тихомиров – студент, химический факультет.

Authors:

Elena V. Zaitseva, student, faculty of environmental monitoring.
yelena_zaitseva_2000@inbox.ru
Irina A. Ravenskaya, PhD (biology), docent, associate professor at the department of environmental monitoring and management.
rovenskayaia@rambler.ru
Kirill V. Tikhomirov, student, faculty of chemistry.
kirilltikhomirov35@gmail.com

The paper presents an analysis of one of the largest branches of the industrial complex of the Republic of Belarus – the chemical industry on the example of an enterprise for the production of chemical fibers. The impact on the main environmental components of the enterprise for the period 2016–2020 is considered. It has been established that the enterprise belongs to category I of impact on atmospheric air. In total, 86 types of pollutants of hazard classes 1–4 are emitted into the atmospheric air, of which substances of classes 1 and 2 account for slightly less than 30 % of the total gross emissions of the enterprise. At the same time, an excess of the values of maximum ground-level concentrations was observed in 2020 only for ethyl acetate at the border of the sanitary protection zone. The paper also examines the dynamics of water consumption and the dynamics of wastewater generation at the enterprise. Despite the fact that during the period studied, the enterprise's production capacity increased and the range of products expanded, the overall water consumption and wastewater generation decreased. The directions of treatment with production waste are presented. The waste generated as a result of production is sent for: processing at existing technological installations, for the purpose of further use in production; thermal neutralization in existing waste incinerators; disposal of solid municipal waste at the city landfill; implementation and storage.

Keywords: atmospheric air; water consumption; waste water; industrial waste; chemical industry.

Введение

Химическая промышленность – это отрасль промышленности, включающая производство продукции из углеводородного, минерального и другого сырья путем его химической переработки. В настоящее время химическая промышленность является одним из наиболее опасных техногенных источников воздействия на окружающую среду. В процессе своей деятельности предприятия химической отрасли потребляют большое количество природных ресурсов, энергии, сырья и материалов. При получении готовой продукции образуются побочные продукты, которые поступают в окружающую среду, оказывая на нее негативное воздействие [1–4].

С точки зрения валовых показателей, химическая промышленность не является главным поставщиком загрязнений окружающей среды, однако для нее характерны выбросы и сбросы, содержащие наиболее опасные для природной среды вещества. При этом под *опасными веществами* понимаются не только те, которые обладают токсичностью по отношению к человеку, животным и растениям, но и с повышенной взрыво- и пожароопасностью, коррозионно-активные и другие химически активные вещества.

Типичным представителем химической промышленности являются предприятия по производству химических волокон, нитей, пленок и т. п. Крупными производителями Республики Беларусь производятся диметилтерефталат, полиэфирный гранулят ПЭТ, в том числе пищевого назначения, полиэфирные волокна и нити. При этом особенностью является объединение нескольких производств в единый комплекс, осуществляющих как получение исходного сырья, так и выпуск готовой продукции в виде пленок, волокон, нитей, нетканых материалов различного ассортимента и назначения.

В статье рассматривается воздействие на основные компоненты окружающей среды одного из крупнейших предприятий по производству химических волокон Республики Беларусь (далее – Предприятие).

Атмосферный воздух. На территории Предприятия расположено 1124 источников выбросов, из которых 1025 действует или находится в резерве; 35 находится на консервации; 64 выведено из эксплуатации и исключено.

Основными источниками выбросов загрязняющих веществ (ЗВ) в атмосферный воздух являются технологические установки по производству диметилтерефталата, полиэтилентерефталата, полиэфирного волокна и нити. Всего в атмосферный воздух выбрасывается 86 наименований загрязняющих веществ 1–4 классов опасности, к которым относятся сернистый ангидрид, спирт метиловый, параксилон, диметилтерефталат, ацетальдегид, этиленгликоль, полиэтилентерефталат, формальдегид, динил, озон, углерода оксид, азота диоксид и другие вещества.

Согласно Инструкции «О порядке отнесения объектов воздействия на атмосферный воздух к определенным категориям»¹, установлено, что Предприятие относится к I категории воздействия на атмосферный

¹Об утверждении инструкции о порядке отнесения объектов воздействия на атмосферный воздух к определенным категориям: постановление Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Респ. Беларусь, 29 мая 2009 г., № 30 [Электронный ресурс] // Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. URL: <https://pravo.by/document/?guid=3961&r0=W20921120> (дата обращения: 22.03.2020).

воздух. Таким образом, в соответствии требованиями законодательства², срок действующего разрешения на выбросы составляет 5 лет, а периодичность проведения инвентаризации – 1 раз в 4 года³.

За 2016–2020 гг. наблюдалось колебание объемов выбросов Предприятия в пределах $\pm 156,5$ т в год. Существенное увеличение объемов выбросов загрязняющих веществ в 2018 г. по сравнению с 2017 г. ($\sim 18\%$) обусловлено переводом части производства на использование мазута в качестве топлива, а также вводом в эксплуатацию линий по производству новой продукции, что также повлекло за собой увеличение количества организованных источников выбросов (табл. 1).

В 2020 г. распределение выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух по классам опасности было следующее: 1 класс – 52,184 т; 2 класс – 297,721 т; 3 класс – 746,832 т; 4 класс – 526,811 т; класс опасности не установлен – 192,575 т. (рис. 1). Таким образом, на вещества 3 и 4 класса приходится более 70 % фактического суммарного выброса.

Таблица 1

Стационарные источники выбросов загрязняющих веществ

Table 1

Stationary sources of pollutant emissions

Наименование показателя	2016	2017	2018	2019	2020
1. Количество действующих стационарных источников выбросов ЗВ	1014	1012	1034	1025	1025
в том числе					
– организованных,	962	960	982	982	982
– неорганизованных,	52	52	52	43	43
– оснащенных ГОУ,	121	119	119	110	110
– выбрасывающих ЗВ, с установленным ВНДВ	39	39	39	39	39
– включенных в систему локального мониторинга	25	21	20	20	20
2. Фактические выбросы загрязняющих веществ, т	1794,10	1647,72	1942,90	1820,17	1816,12
3. Суммарный выброс газов, обладающих парниковым эффектом, т	66334,61	64017,13	61247,01	64259,32	64316,33
в том числе					
– диоксида углерода, т	66334,01	64017,85	61247,33	64259,32	64316,33

Примечание. ВНДВ – временный норматив допустимых выбросов; ГОУ – газоочистная установка.

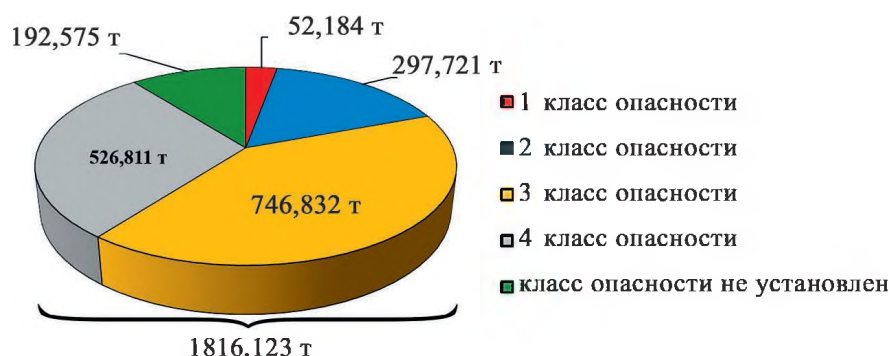


Рис. 1. Выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух по классам опасности за 2020 г.

Fig. 1. Emissions of pollutants into the atmospheric air by hazard classes for 2020

²Об утверждении единого перечня административных процедур, осуществляемых государственными органами и иными организациями в отношении юридических лиц и индивидуальных предпринимателей: постановление Совета Министров Респ. Беларусь, 17 фев. 2012 г., № 156 // ЭТАЛОН. Законодательство Республики Беларусь / Нац. центр правовой информ. Респ. Беларусь. Минск, 2012.

³Об утверждении Инструкции о порядке инвентаризации выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух: постановление Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Респ. Беларусь, 23 июня 2009 г., № 42 // ЭТАЛОН. Законодательство Республики Беларусь / Нац. центр правовой информ. Респ. Беларусь. Минск, 2009.

На Предприятии только чуть более 10 % стационарных источников выбросов загрязняющих веществ оснащены газоочистными установками (ГОУ). Используемые ГОУ позволяют уменьшить содержание загрязняющих веществ в выбросах от 46 % – для пыли полипропилена и полиэтилентерефталата, до 99,2 % – для озона.

Среди эксплуатирующихся на предприятии агрегатов очистки газовойоздушных выбросов используют следующие группы:

- аппараты сухой механической очистки от пыли, твердых частиц (циклоны);
- аппараты каталитической очистки (на Предприятии используют плазмокаталитическую технологию очистки выбросов);
- аппараты фильтрующего типа (фильтры).

Согласно учету и отчетности в области охраны окружающей среды, на Предприятии в 2020 г. значения максимальных приземных концентраций загрязняющих веществ и групп суммаций не превышали допустимых значений. Исключение составило загрязняющее вещество этилацетат (уксусной кислоты этиловый эфир, код 1240) – максимальная приземная концентрация на границе санитарно-защитной зоны составила 1,42 ПДК, а в жилой зоне – 0,68 ПДК. Основным вкладчиком при формировании максимальной приземной концентрации являются машины флексографской печати (барaban печатных секций), вклад данного источника составил около 80 % от общего выброса данного вещества.

Водопотребление и водоотведение. Источником хозяйственно-питьевого водоснабжения промышленной площадки Предприятия является городской коммунальный водопровод по договору с КУП «Горводоканал». На территорию организации артезианская вода поступает по трем вводам (один резервный).

Вода артезианская питьевого качества используется и распределяется следующим образом:

- производство (60,4 %) – для обработки воздуха в системах кондиционирования, в лабораториях;
- содержание зданий (14,6 %) и промсанитария (25 %) – приготовление пищи и полуфабрикатов, уборку помещений, в прачечной (стирка).

Часть артезианской воды используют для приготовления умягченной воды. Фактический расход артезианской воды в 2020 г. составил 0,599 млн м³ (рис. 2).

Источником технического водоснабжения головной площадки Предприятия является речная вода. Добыча воды из реки осуществляется посредством двух водозаборов. За период 2020 г. потребление речной воды из водозаборов составило – 5,739 млн м³.

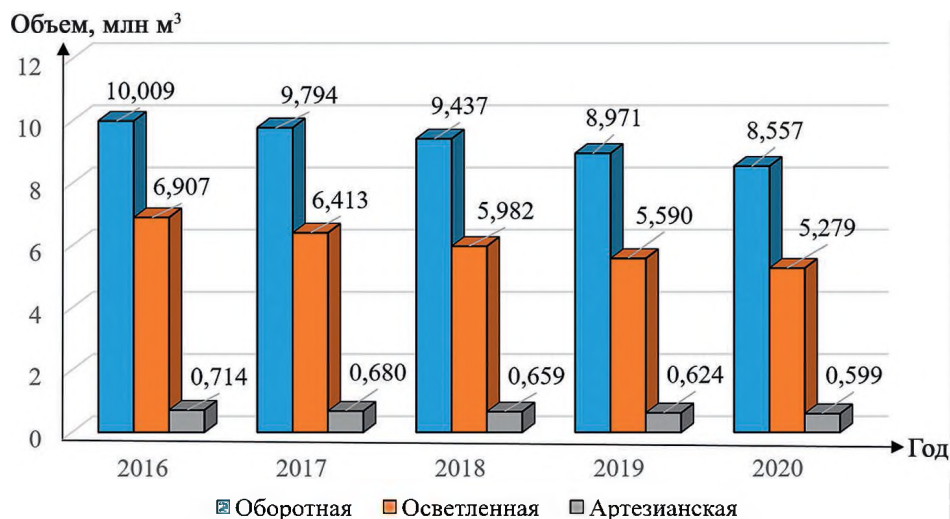


Рис. 2. Динамика водопотребления артезианской, осветленной и оборотной воды за 2016–2020 гг

Fig. 2. Dynamics of water consumption of artesian, clarified and recycled water for the period 2016–2020

Особенностью использования водных ресурсов на Предприятии является получение или приготовление других видов вод, необходимых для протекания технологических процессов, обеспечивающих выпуск продукции заданных параметров. Так, 92 % речной воды идет на получение осветленной воды, являющаяся основной, водой, используемой в балансе производств. Фактический расход осветленной воды в 2020 г. составил 5,279 млн м³ (рис. 2).

Метод производства осветленной воды основан на химической обработке речной воды коагулянтном и добавлением флокулянта-полиакриламида с последующим отстаиванием в горизонтальных отстойниках, осветлением на скорых кварцевых фильтрах, обеззараживанием готовой продукции катамином. Схематично процесс производства осветленной воды представлен на рис. 3.

Приготовленная осветленная вода технического качества используется и распределяется следующим образом:

- подпитка и заполнение систем оборотного водоснабжения (32 %);
- технологические нужды (67 %) – охлаждение оборудования, приготовление реагентов, в прачечной (химчистка);
- вспомогательные нужды производства (1 %) – уборка производственных помещений, мойка оборудования, полив газонов, в системах пожаротушения.

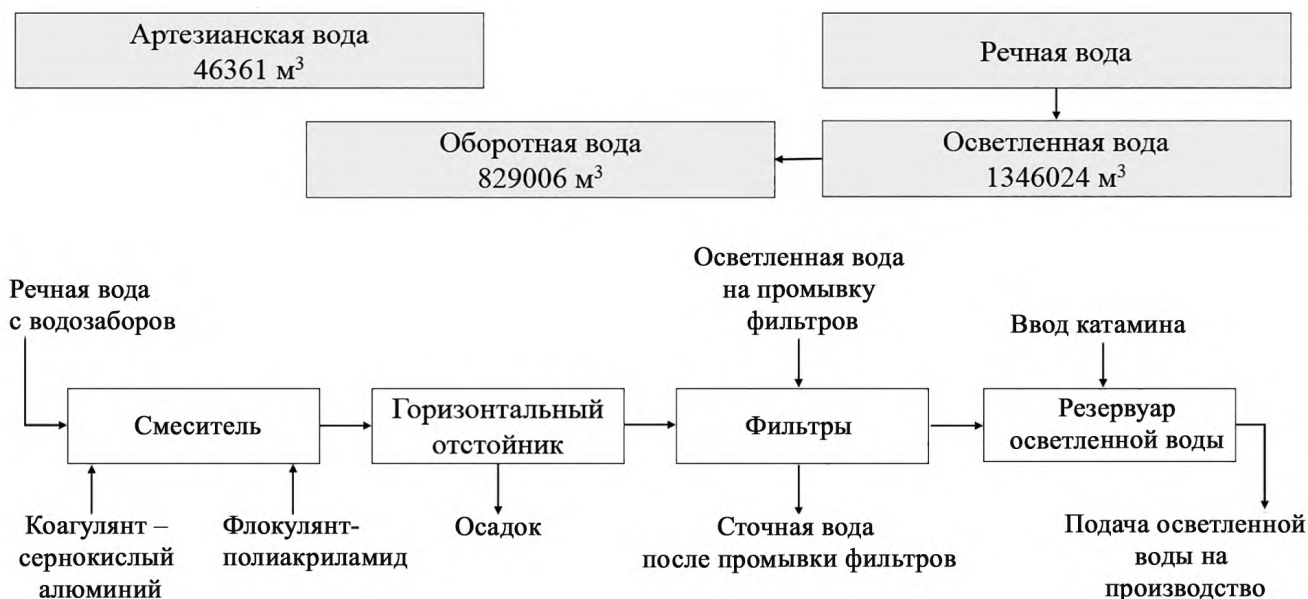


Рис. 3. Схема процесса производства осветленной воды методом химической обработки речной

Fig. 3. Scheme of the clarified water production process by chemical treatment of river water

Вода оборотная технического качества используется на технологические нужды для охлаждения и сервисного обслуживания оборудования при ремонтах, для приготовления обессоленной воды. Фактический расход оборотной воды в 2020 г. составил 8,557 млн м³ (см. рис. 2).

Несмотря на то, что с 2016 по 2020 г. производственные мощности Предприятия увеличились, расширился ассортимент выпускаемой продукции, общее потребление воды за последние пять лет уменьшилось на 18 %, при этом больше всего снизилось потребление осветленной воды (23,5 %), которая используется на производственные нужды. Существующие тенденции к снижению общего водопотребления и более рациональному использованию водных ресурсов обусловлены:

- финансовым стимулированием сотрудников к экономии водных ресурсов;
- снижением расходов на кондиционирование;
- снижением безвозвратных потерь воды;
- совершенствование технологии приготовления реагентов на водной основе.

В ходе производственной деятельности на Предприятии образуется значительное количество сточных вод. Помимо образования сточных вод происходят безвозвратные потери воды, обусловленные подержанием и протеканием технологических режимов, предусмотренных в регламентах. Вода теряется при охлаждении в градирнях, с уносом с продувкой, при осветлении, умягчении, обессоливании, при транспортировке.

Объем сточных вод за 2020 г. составил 4 157 550 м³. В сравнении с 2019 г. объем стоков уменьшился на 362 445 м³, что составило 8,02 % (рис. 4). В целом наблюдается устойчивая тенденция к снижению объема сточных вод за весь период наблюдений.

Система водоотведения Предприятия включает в себя фекальную, производственную, объединенную условно-чистых и ливневых сточных вод канализации. Промышленная площадка оборудована собственными очистными сооружениями. На локальных установках биологической очистки сточные воды предварительно очищают от таких загрязняющих веществ, как метанол, этиленгликоль, параксилон, формальдегид, метилбензоат, динил, СПАВ, нефтепродукты, взвешенные вещества, далее сточные воды поступают в производственную канализацию. Сильно загрязненные сточные воды подвергаются огневому обезвреживанию в печах производства органического синтеза.

За территорией промплощадки производственные сточные воды объединяются с фекальными в общий коллектор и поступают на очистные сооружения соседнего предприятия. Производственные условно-чистые и дождевые сточные воды с территории предприятия поступают в пруды-накопители. После усреднения и отстаивания в прудах они насосами передаются в общий коллектор, где смешиваются с производственными и фекальными сточными водами и далее поступают на городские очистные сооружения биологической очистки.

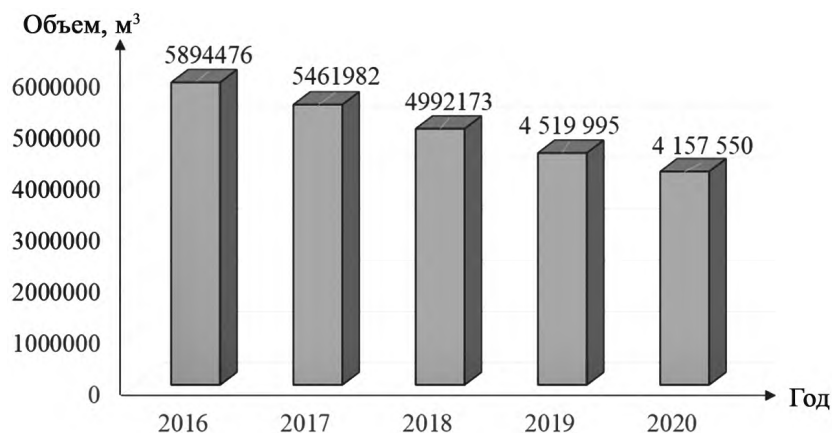


Рис. 4. Динамика образования сточных вод на Предприятии за 2016–2020 гг.

Fig. 4. Dynamics of wastewater generation at the Enterprise for the period 2016–2020

Как и на всех предприятиях химической отрасли Республики Беларусь, на Предприятии осуществляют производственные наблюдения за сточными водами периодичностью 1 раз в месяц по таким показателям как БПК₅, ХПК, pH, минерализация воды, концентрация взвешенных веществ, СПАВ, нефтепродуктов, аммоний-иона (в пересчете на азот), азота общего (сумма концентраций азота по Кьельдалю, нитрат-иона (в пересчете на азот), нитрит-иона (в пересчете на азот)), сульфат-иона, хлорид-иона, фосфора общего, меди, цинка, хрома, никеля, железа общего⁴. Обеспечение соблюдения законодательных требований в части рационального использования природных ресурсов подтверждается сокращением потерь на использование воды, а также выдерживанием удельных норм на тонну выпущенной продукции. Так, в 2020 г. из отобранных 39 098 проб превышение ПДК было выявлено в 5297 пробах, а процент выдерживания установленных норм составил 86,5 %. Превышение ПДК было выявлено по таким показателям, как pH, концентрация взвешенных веществ, цинка, хрома, что свидетельствует о необходимости совершенствования процессов локальной очистки сточных вод, а также внедрения технологий водоочистки с удалением тяжелых металлов.

В целом для дальнейшего сокращения водопотребления предприятия необходимо проведение следующих мероприятий:

- замена стальных коррозированных трубопроводов артезианской воды полиэтиленовые, что снизит потери воды;
- модернизация установки по приготовлению умягченной и обессоленной воды, что обеспечит снижение расхода воды на промывку ионообменников после регенерации;
- модернизация градирен, позволяющих сократить потери и унос воды путем испарения.

Отходы производства. Основными источниками образования отходов на промышленной площадке являются технологические процессы производства и жизнедеятельность работников.

В 2020 г. на Предприятии образовалось 6942,809 т отходов производства, передано на использование 6228,073 т, из которых на внутреннее потребление 6061,923 т (табл. 2).

⁴ЭкоНП 17.01.06-001-2017 Охрана окружающей среды и природопользование. Требования экологической безопасности, утв. постановлением Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь от 20.12.2018 № 9-Т.

Таблица 2

Обращения с отходами от технологических процессов

Table 2

Waste management from technological processes

Год	Образовалось, т	Использовано и реализовано, т	Направлено на полигон ТКО, т	Остаток на конец года, т
2016	7295,113	5212,791	366,401	655,685
2017	7210,245	5429,685	345,633	619,376
2018	7182,085	5783,078	294,918	598,248
2019	7016,938	6062,546	289,005	385,426
2020	6942,809	6491,027	280,981	315,738

Образующиеся в результате производства отходы организации (рис. 5) направляются на:

1. Переработку на действующих технологических установках, с целью дальнейшего использования в производстве (например, такие виды отходов, как полиэтилен (пленка, обрезки); полипропилен (разорванная пленка, брак); пластмассовая пленка). Из этих отходов производят гранулы, которые повторно вовлекаются в производственный цикл. Применение в производстве вторичного полимерного сырья позволяет снизить себестоимость продукции, не снижая ее потребительских свойств, а также решает проблему вредного воздействия отходов пластмасс на окружающую среду.

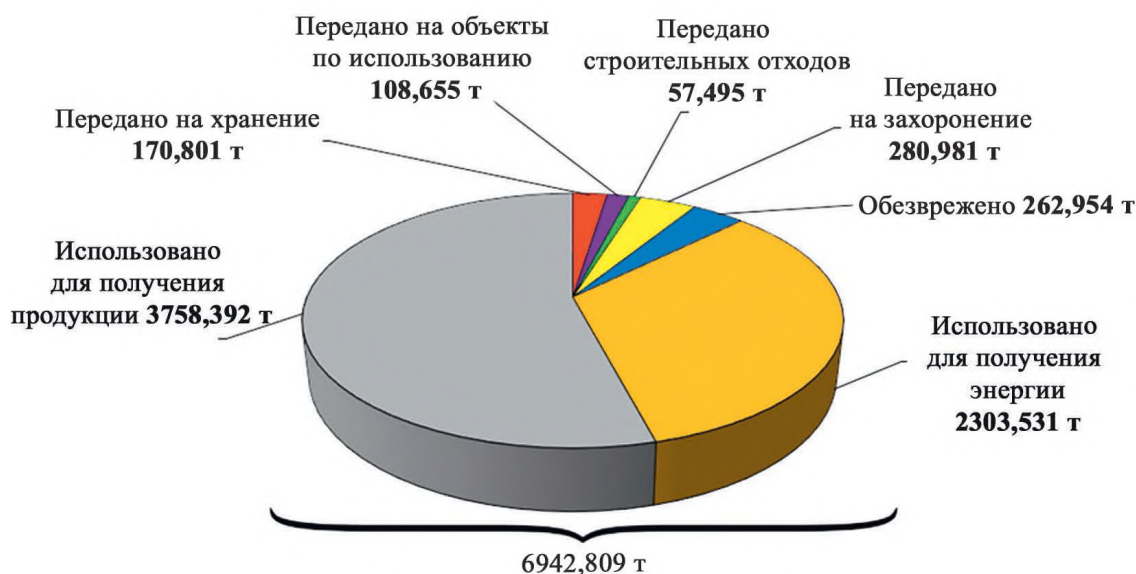


Рис. 5. Движение отходов производства в 2020 г.

Fig. 5. Movement of production waste in 2020

2. Термическое обезвреживание на действующих печах сжигания отходов. На обезвреживание направляются отходы по своим качественным характеристикам не пригодные для использования (например, такие их виды, как древесные отходы и деревянные емкости, загрязненные органическими химикалиями (донные отложения) мазутных резервуаров; отходы смол; отработанные фильтр-полотна; ткани и мешки фильтровальные с вредными загрязнениями, преимущественно неорганическими; кубовые остатки производства полиэтилентерефталата и полиэфирного волокна; отработанные синтетические смазочно-охлаждающие жидкости; остатки лабораторных химических препаратов органических; шлам очистки емкостей; прочие растворы и промывочные воды.

В 2020 г. на печах сжигания было сожжено для получения тепловой энергии 262,954 т технологических отходов, в том числе использовано 121,084 т сильно загрязненных сточных вод.

3. Захоронение на городском полигоне твердых коммунальных отходов. В 2020 г. на городской полигон было направлено 280,981 т отходов, что составляет около 4 % всех образовавшихся на предприятии. Захоронение отходов осуществляется в соответствии с Комплексным природоохранным разрешением, выданным областным комитетом природных ресурсов и охраны окружающей среды.

Количество отходов, направляемых на захоронение на городской полигон за 5 лет (с 2016 по 2020 г.), постоянно снижается, что в первую очередь связано с тенденцией по расширению перечня отходов, получивших статус вторичных материальных ресурсов, ввиду появления и регистрации в органах Минприроды новых объектов по их использованию. Так, в последние годы Предприятие стало передавать на использование в другие организации следующие виды отходов: нефтешламы мойки подвижного состава (код отхода 5471600); остатки и смеси полимерных материалов (код отхода 5710101); ПВХ пластифицированный (код отхода 5711608); полиэтилен с липким слоем (код отхода 5712108); отходы труб, шлангов из вулканизированной резины (код отхода 5750118) и др.

4. Реализация отходов, использование которых в качестве вторичных материальных ресурсов (отходы рубероида, отходы бумаги и картона от канцелярской деятельности и делопроизводства, стеклобой, резинотехнические отходы, отработанные масла, отходы кроя и т. д. – всего 37 видов) не представляется возможным на данном Предприятии, но может проводиться в других организациях, имеющих соответствующую технологию. Такие отходы направляются им на договорных условиях. В 2020 г. реализация вторичных материальных ресурсов (без учета строительных отходов) увеличена на 6 % по сравнению с 2019 г. Так, в 2019 г. на объекты по использованию было передано 101,712 т отходов, а в 2020 г. – 108,655 т.

5. Хранение осуществляется в местах временного содержания отходов до их перевозки на объекты захоронения, обезвреживания и (или) на объекты по использованию отходов. Помимо мест временного хранения отходов на балансе Предприятия есть объекты долговременного хранения – бункеры для содержания токсичных отходов и шламонакопители.

На долговременное хранение поступают такие виды отходов, как шлам цинксодержащий; шламы гальванические, содержащие хром трехвалентный; осадки взвешенных веществ от очистки дождевых стоков; зола от термического обезвреживания остатков химических производств, содержащая железо, цинк, медь, никель, марганец, свинец, хром, фенол, формальдегид, бенз(о)пирен, фенантрен.

В 2020 г. на Предприятии был организован вывоз отходов первого класса опасности – ртутьсодержащих ламп и люминесцентных трубок. Ртутьсодержащие лампы были заменены на светодиодные (в соответствии с подписанной Республикой Беларусь Минаматской конвенции о ртути)⁵.

Также в 2020 г. было выведено из эксплуатации все оборудование, содержащее полихлорированные бифенилы, что и подтверждено актом инвентаризации ПХБ-содержащего оборудования. Ввиду отсутствия экологически безопасных технологий обезвреживания (использования) ПХБ-содержащих отходов в Республике Беларусь, они подлежат хранению на территории организации в установленных местах⁶.

Заключение

В ходе оценки воздействия на окружающую среду одного из крупнейших предприятий химической отрасли Республики Беларусь проанализировано воздействие производственной деятельности предприятия по таким направлениям, как атмосферный воздух, водопотребление и водоотведение, отходы производства.

Приведенные данные за 2016–2020 гг. свидетельствуют о стойкой тенденции экологизации производственного процесса по всем направлениям:

- постепенное уменьшение выбросов начиная с 2018 г. (на 6,5 % к 2020 г.), в результате которого наблюдался скачок фактического выброса загрязняющих веществ в атмосферу, связанный с введением в эксплуатацию новых производственных линий и цехов, а также связанное с ними увеличение количества стационарных источников выбросов;

- уменьшении объемов водопотребления на 18 % и объемов образования сточных вод на 29,5 %, что обусловлено финансовым стимулированием сотрудников к экономией водных ресурсов; снижением расходов на кондиционирование; снижением безвозвратных потерь воды; совершенствованием технологии приготовления реагентов на водной основе;

- увеличение использования отходов производства по отношению к предыдущим годам на 24,5 % и уменьшение объемов отходов, поступающих на полигон ТКО на 23,3 %.

Следует отметить, что на Предприятии выявлены следующие проблемы:

- только чуть более 10 % стационарных источников выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух оснащены газоочистными установками, что приводит к превышению допустимых значений

⁵Минаматская конвенция о ртути: [заключена в Японии 10.10. 2013 г.] // КонсультантПлюс. Россия / ЗАО «Консультант Плюс». Москва, 2014.

⁶Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях: [заключена в Стокгольме 17.05.2004 г.] // КонсультантПлюс. Россия / ЗАО «Консультант Плюс». Москва, 2004.

приземных концентраций загрязняющих веществ на границе санитарно-защитной зоны и жилой застройки;

– превышение допустимых концентраций загрязняющих веществ в сточных водах по таким показателям, как pH, концентрация взвешенных веществ, цинка, хрома, что свидетельствует о необходимости совершенствования процессов локальной очистки сточных вод, а также внедрения технологий водоочистки с удалением тяжелых металлов.

Библиографические ссылки

1. Кожевникова МФ, Левенец ВВ, Ролик ИЛ. Программная реализация метода оценки риска от загрязнения атмосферного воздуха выбросами химического производства. *Вестник Национального технического университета. Химия, химическая технология и экология*. 2009;24:163–171.
2. Наимова ЗС, Матлаева МБ, Курбанова ХА. Влияние выбросов химического производства на состояние здоровья детей и подростков. В: *Ekologiya va ekologik ta'lim muammolari. Materialy nauchno-prakticheskoy konferentsii, Buxara, 11–12 noyabr 2022 g.* Бухара: [б. и.]; 2022. с. 288–292.
3. Вохобов РА, Аминбоев А. Экология при производстве полимерных материалов проблемы и решения. *The scientific heritage*. 2021;1(68):31–34.
4. Ахтиямова ЛА, Ситдикова АВ, Мешков АА, Имамов МК, Иванова СА, Фадеева ИД. Оценка риска здоровью населения в зоне влияния выбросов химического производства. *Коммунальная гигиена*. 2018;9:43–48.

References

1. Kozhevnikova MF, Levenec VV, Rolik IL. *Programmnaya realizatsiya metoda ocenki riska ot zagryazneniya atmosfernogo vozduha vybrosami himicheskogo proizvodstva* [Software implementation of a method for assessing the risk of air pollution from chemical production emissions]. *Bulletin of the National Technical University. Chemistry, chemical technology and ecology*. 2009;24:163–171. Russian.
2. Naimova ZS, Mallaeva MB, Kurbanova HA. *Vlijanie vybrosov himicheskogo proizvodstva na sostojanie zdorov'ja detej i podrostkov* [The impact of chemical production emissions on the health of children and adolescents]. In: *ekologiya va ekologik ta'lim muammolari*. Scientific and practical materials conference, Bukhara, 2022 November 11–12. Buhara: [publisher unknown]; 2022. p. 288–292. Russian.
3. Vohobov RA, Aminboev A. *Jekologiya pri proizvodstve polimernyh materialov problemy i reshenija* [Ecology in the production of polymer materials problems and solutions]. *The scientific heritage*. 2021;1(68):31–34. Russian.
4. Akhtiamova LA, Sitdikova AV, Meshkov AA, Imamov M K, Ivanova SA, Fadeeva ID. *Ocenka riska zdorov'ju naselenija v zone vlijanija vybrosov himicheskogo proizvodstva* [Health risk assessment of the population in a zone of influence of chemical production]. *Communal hygiene*. 2018;9:43–48. Russian.

Статья поступила в редколлегию 27.12.2022.
Received by editorial board 27.12.2022.

ВЛИЯНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ И ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ КЛОНОВ *SALIX*

Е. Д. УРОШЕВИЧ¹, О. И. РОДЬКИН², Д. М. СТАНКОВИЧ³, Г. Дж. ТРИВАН³, Ф. А. ЙОВАНОВИЧ⁴

¹Белградский университет, ул. Кнеза Вишеслава, 1, 11030, г. Белград, Сербия

²Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь,

³Институт междисциплинарных исследований Белградского университета,
ул. Кнеза Вишеслава, 1, 11030, г. Белград, Сербия

⁴Институт лесного хозяйства Белградского университета,
ул. Кнеза Вишеслава, 3, 11030, г. Белград, Сербия

Объектом исследований служили три клона *Salix alba* и один клон *Salix viminalis*. Предмет исследования – изучение влияния тяжелых металлов (Ni, Cu, Cr, Cd, Pb, As) на морфологические и физиологические процессы клонов ивы. Цель исследования – обоснование и выбор клона наиболее перспективного для получения биомассы в целях производства энергии при выращивании на загрязненной тяжелыми металлами почве. Перспективные клоны ивы оценивались по морфологическим параметрам (высота растений, диаметр стеблей, биомасса, площадь листьев) и физиологическим индикаторам (интенсивность фотосинтеза и транспирации, устьичная проводимость, эффективность использования воды, межклеточная концентрация CO₂). Загрязнение почвы тяжелыми металлами отрицательно сказалось на морфологических и физиологических характеристиках клонов ивы. По результатам оценки были выделены клоны, физиологические характеристики которых были менее зависимы от загрязнения почвы тяжелыми металлами. Физиологические показатели клонов положительно коррелировали с морфологическими параметрами. Теплота сгорания биомассы ивы, выращенной на загрязненной и незагрязненной почве, существенно не различалась. В результате исследований с учетом физиологических и морфологических показателей выделены два клона *Salix alba*, перспективные для проведения дальнейших исследований и испытаний на загрязненных тяжелыми металлами почвах.

Ключевые слова: клоны *Salix*; тяжелые металлы; морфологические параметры; физиологические процессы.

Благодарность: исследование проведено при финансировании Научного фонда Республики Сербия в рамках исследовательского проекта «Восстановление свалок с использованием энергетических плантаций биомассы древесных культур с коротким севооборотом (SRWC) и предоставлением нескольких экосистемных услуг (TreeRemEnergy) 5357».

Образец цитирования:

Урошевич ЕД, Родькин ОИ, Станкович ДМ, Триван ГДж, Йованович ФА. Влияние тяжелых металлов на морфологические и физиологические характеристики клонов *Salix*. Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2023;4:104–113 (на англ.).
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-104-113>

For citation:

Urošević JD, Rodzkin AI, Stanković DM, Trivan GDj, Jovanović FA. The influence of heavy metals on morphological and physiological parameters of *Salix* clones. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;4:104–113.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-4-104-113>

Авторы:

Елена Драган Урошевич – аспирант; научный сотрудник лаборатории, факультет лесного хозяйства.

Олег Иванович Родькин – доктор биологических наук, доцент; директор.

Драгица Милован Станкович – доктор биологических наук; ведущий научный сотрудник; директор.

Горан Джордџи Триван – доктор биологических наук; научный сотрудник кафедры растений, почвы и наносистем.

Филип Александар Йованович – доктор биологических наук; научный сотрудник.

Authors:

Jelena D. Urošević, postgraduate student; senior researcher at the laboratory, faculty of forestry.

urosevicj75@gmail.com

Aleh I. Rodzkin, doctor of science (biology), docent; director.

aleh.rodzkin@rambler.ru

Dragica M. Stanković, doctor of sciences (biology); leading researcher; director.

dstankovic@imsi.bg.ac.rs

Goran Dj. Trivan, doctor of science (biology); senior researcher at the department of plants, soil and nano system.

gorantrivan@gmail.com

Filip A. Jovanović, doctor of science (biology); senior researcher.

filip.a.jovanovic@gmail.com

THE INFLUENCE OF HEAVY METALS ON MORPHOLOGICAL AND PHYSIOLOGICAL PARAMETERS OF *SALIX* CLONES

J. D. UROŠEVIĆ^a, A. I. RODZKIN^b, D. M. STANKOVIĆ^c, G. Dj. TRIVAN^e, F. A. JOVANOVIĆ^d

^aUniversity of Belgrade, 1 Kneza Višeslava Street, Belgrade 11030, Serbia

^bInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daŭhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

^cInstitute for Multidisciplinary Research, University of Belgrade,
1 Kneza Višeslava Street, Belgrade 11030, Serbia

^dInstitute for Forestry, 3 Kneza Višeslava Street, Belgrade 11030, Serbia
Corresponding author: A. I. Rodzkin (aleh.rodzkin@rambler.ru)

Three clones of *Salix alba* and one clone of *Salix viminalis* were used for research purposes. The research aims to study the influence of heavy metals Ni, Cu, Cr Cd, Pb and As, on morphological (primary and secondary growth) and physiological (rate of photosynthesis, transpiration, water use efficiency) processes and determine the most favourable clone that would have its application in phytoremediation of contaminated soil and productivity of different fast-growing clones, with the aim of energy production. Prospective clones of willow were evaluated based on morphological (plant height, stem diameter, biomass, leaf area) and physiological (photosynthesis intensity and transpiration, stomatal conductance, efficient use of water, intercellular concentration of CO₂) parameters. Contamination of soil with heavy metals negatively affected the morphological and physiological characteristics of willow clones. Clones with physiological characteristics less dependent on soil contamination with heavy metals were selected on the results of evaluation. Physiological parameters of clones positively correlated with morphological parameters. Heat of willow biomass combustion planted on contaminated and uncontaminated soils didn't differ significantly. Among the studied genotypes, two *Salix alba* clones, namely clones 3 and 4, stand out. The contaminated habitat substantially reduces willow biomass and physiological parameters of willow. Nonetheless, the thermal energy derived from biomass showed no significant variance between contaminated and uncontaminated plants.

Keywords: clones of *Salix*; heavy metals; morphological parameters; physiological processes.

Acknowledgement: This research was funded by the Science Fund of Republic of Serbia through research project «Landfill Remediation with the Use of Short Rotation Biomass Woody Crops (SRWC) Energy Plantations and Provisioning Multiple Ecosystem Services (TreeRemEnergy) 5357».

Introduction

The development of society, with a view to improve the comfort of life through development, industrial upgrading and urbanization results in environmental pollution, and thus the deterioration of living conditions. The environmental pollution itself is caused by an increase in harmful substances in the soil, air and water, and therefore we can also say in the plants and food that people consume. The biggest pollution is caused by metals and metalloids, regardless of where they come from. One of the compromise solutions is the application of plants in the remediation of habitats polluted by heavy metals, that is, the establishment of plantations in such habitats that would carry out phytoremediation and be used in co-combustion processes with coal for energy purposes [1].

Bearing in mind that woody species are increasingly used for phytoremediation, in addition to other plants, including poplars and willows, which in addition to phytoremediation also show energy values, we paid special attention to willows both in the process of phytoremediation and energy production. From taxonomy aspect the genus *Salix* represents a large complex and according to certain data it encompasses 350–370 species [2], while other literature data point out that there are even over 400 species of willow with more than 200 hybrids [3].

Willow used for bioenergy production has been studied as a possible phytoremediation crop since the 1990s [4–12]. Research has shown the highly prominent ability of these species to take up and accumulate large amounts of zinc (Zn) and cadmium (Cd) [13], while at the same time they produce high quantities of biomass [14]. Based on the results of a large number of studies, it can be concluded that each individual incident of pollution with a certain heavy metal implies the selection of specific willow genotypes. Thus, willow plants grown in different ecological conditions showed that clones of *Salix alba* and *Salix dasyclados* species as well as *Salix aurita* and *Salix dasyclados* hybrids are fair candidates for biomass production on degraded peat soils [15]. The production of willow biomass and its burning as raw material for energy production ensures both ecological and rural development [16].

For the research purposes of this work, three clones of white willow – *Salix alba* and one clone of basket willow – *Salix viminalis* were used, and what needs to be pointed out is that there are currently no published results of similar analyses in the available professional literature. The purpose of this research was to examine the potential of four autochthonous willow genotypes in the phytoextraction of heavy metals Ni, Cu, Cd, Pb, Cr and As, their accumulation, translocation and adaptation to the presence of the mentioned heavy metals. This paper provides morphological-physiological indicators for the purpose of selecting the most favourable clones for

phytoremediation and energy use of plantations. It researches the variability of the morphological and physiological characteristics of willows, different clones, growing on contaminated and uncontaminated (control) soil, with a view to select the most efficient clones for growing in plantations, that is, for obtaining bioenergy.

Materials and methods

The material and method of work include testing the reaction of willow genotypes to two habitats: control – uncontaminated soil and contaminated to which heavy metals were added. Trials were set up at the University of Belgrade, Faculty of Forestry, with 4 autochthonous willow clones: I. *Salix viminalis* – the basket willow; II. *Salix alba* – clone B-44, III. *Salix alba* – clone 347 and IV *Salix alba* – clone NS 73/6.

For additional contamination, aqueous solutions of heavy metal salts were used, namely: $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ and PbNO_3 in concentrations of 10^{-3} mol/dm^3 i. e. Cd 112.4, Cu 63, Cr 104, As 74.9, Ni 58.7 and Pb 207.2 mg/kg.

The plants were grown in field experiments (control) located in the Arboretum of the Faculty of Forestry and in containers with contaminated soil with a volume of 10 liters, in the period from March 2019 to September 2021. On the contaminated land, three cuttings were planted for each variant of heavy metals in 20 repetitions per pollution element, that is, 120 repetitions for all elements.

The variability of morphological plant characteristics of different willow clones was carried out on samples of 50 plants from each clone that were grown in uncontaminated (control) soil and the contaminated soil. Plant parameters were analyzed twice, at the beginning and at the end of the vegetation period, namely: plant height (cm), measured with a metric folding ruler; plant diameter – the diameter in the root crown (mm), measured with a micrometer, leaf area (cm^2) measured with LI-1800 Portable Spectroradiometer.

Photosynthetic indicators of gas exchange were measured using the LCpro+ system, manufactured by ADC Bioscientific-UK. The measurement was performed on four plants of each clone and treatment, in four technical repetitions, which means that there were 16 repetitions in total. The following parameters were analyzed: rate of photosynthesis (A) ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$); stomatal conductance (gs) ($\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$); intercellular concentration of CO_2 (ci) ($\mu\text{mol mol}^{-1}$); transpiration rate (E) ($\text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$); water use efficiency (WUE) ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$);

The first four parameters were read directly from the device. Water use efficiency (WUE) was calculated subsequently as the ratio of the rate of photosynthesis and transpiration (A/E) [$\mu\text{mol mmol}^{-1}$], and endogenous water use efficiency (iWUE) as the ratio of the intensity of photosynthesis and stomatal conductance (A/gs) [$\mu\text{mol mol}^{-1}$] (Zhang, et al., 2003) [17].

Water use efficiency WUE, intrinsic water-use efficiency (iWUE), The STATGRAPHICS CENTURION XVI.I software was used to determine the variability of the morphological properties of the analyzed clones in different treatments [18]. In order to determine the variability between clones, descriptive statistics and One-way Analysis of Variance-ANOVA with Fisher's test of least significant differences (LSD) were applied.

Results and discussion

Morphological indicators. Heavy metals also have adverse effects on morphological indicators. Their adverse effects are mostly reflected in the disruption of the chloroplast structure, the synthesis of chlorophyll, carotenoids, plastoquinone, by destructive action on pigment-protein complexes, enzyme conformation and activity, electron transfer in the transport chains of respiration and photosynthesis [19–22]. Vasilev, et al. [23] found a decrease in the concentration of chlorophyll, and consequently the decrease of photosynthesis rate in two willow clones treated with elevated concentrations of Cd in water cultures. More intense accumulation of cadmium and nickel in young willow leaves results in impaired photosynthetic and respiratory metabolism. This level is maintained for some time, and with the aging of the leaf it begins to decrease, as a result of which old leaves have a smaller contribution to the production of organic matter than young ones.

Primary growth – height increase in plants. Based on the mean values of plant heights of all clones that were measured on plants grown in uncontaminated (control) soil, the values ranged from 104.2 cm to 206.9 cm for clone 1, from 106.8 cm to 216.9 cm for clone 2, from 140.4 cm to 293.5 cm for clone 3 and from 129.1 cm to 177.4 cm for clone 4 (Figure 1).

The obtained results indicate that after the third year, clone 3 exhibited the most significant height growth among all clones, while clone 4 showed the least height growth.

All clones reached almost the same height between the second and third year, when cutting – rotation could be carried out. The data indicate that clone 3 has the fastest growth rate, which reached a height of 272 cm in the second year and 293 cm in the third year. Our data are in line with the data of Greene [24] who obtained remarkable growth rates of willow *Salix babylonica* obtained from cuttings. The willows showed good results in terms of tree height, diameter, trunk, leaf area and root growth rate already after two years. Based on the mean values of plant heights of all clones that were measured on plants grown in contaminated soil, the values ranged from 56.5 cm to 122.1 cm for clone 1, from 43.8 cm to 110.4 cm for clone 2, from 61.4 cm to 125.5 cm for clone 3 and from 66.1 cm to 119.8 cm for clone 4 (Figure 2).

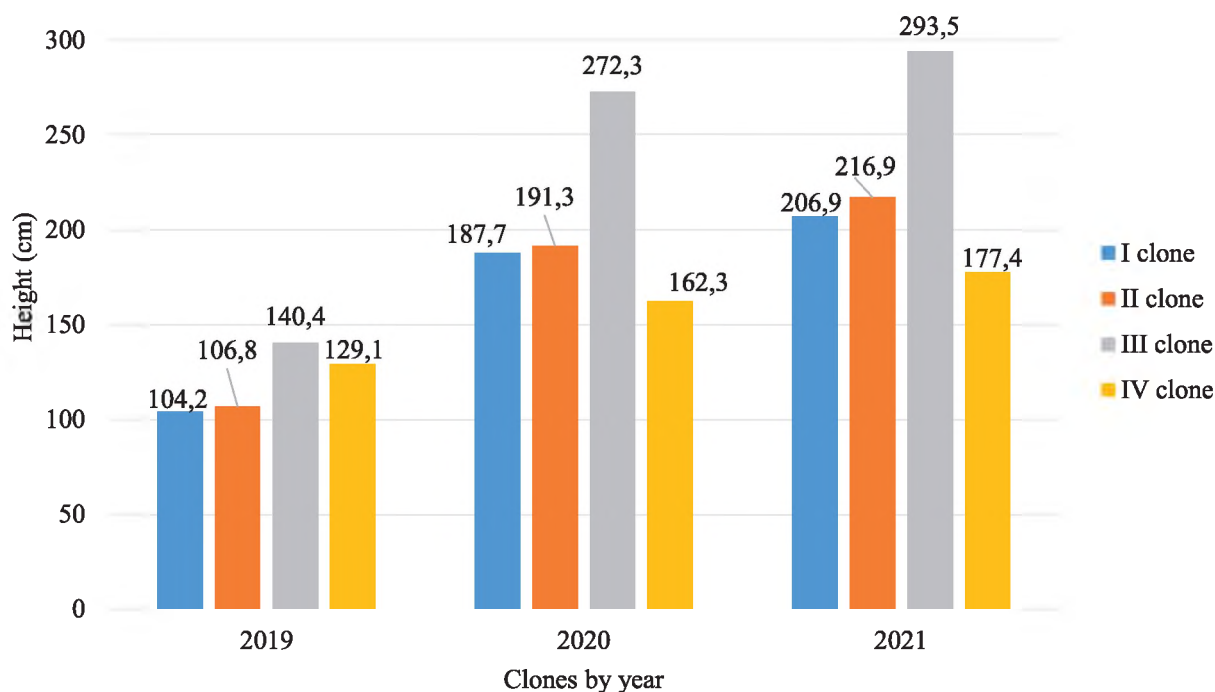


Fig. 1. The height of willow clones in uncontaminated soil (2019–2021)

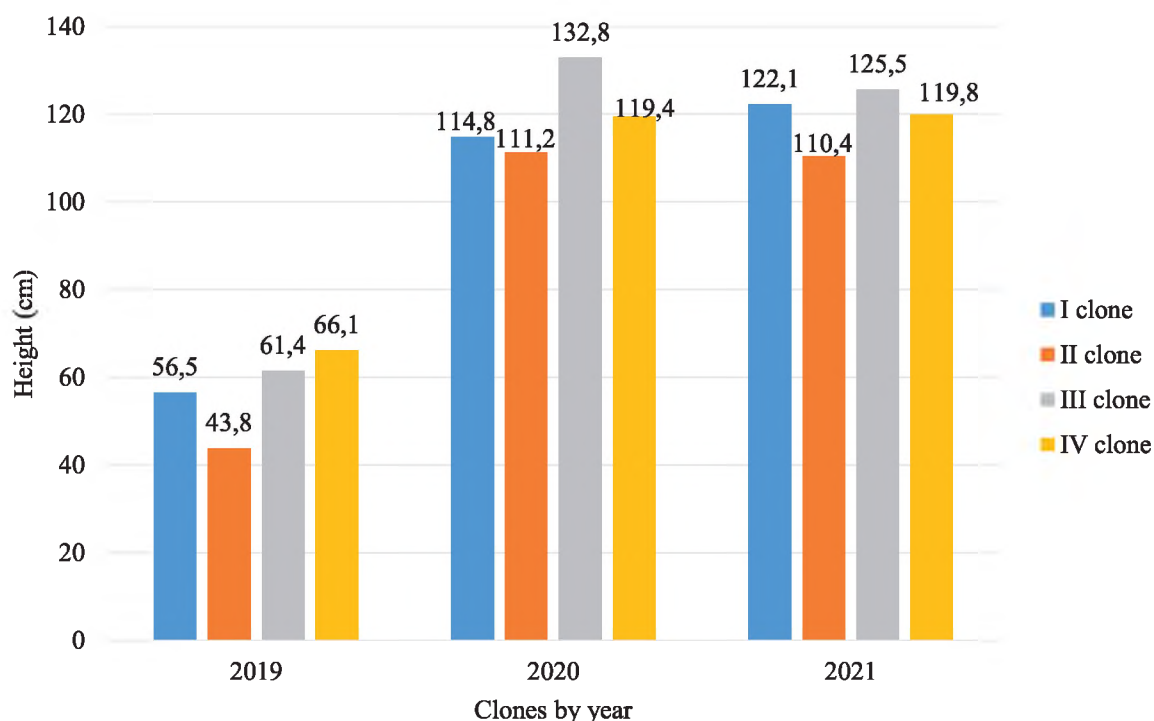


Fig. 2. Height of clones of willow in contaminated soil (2019–2021)

The obtained results indicate that the clone 3 is the clone with the greatest height growth, while clone 4 is the clone with the smallest height growth. The studied data (mean values) show that the plants grown on the contaminated soil are almost twice as low ($H_{sr} = 120$ cm) as the control plants ($H_{sr} = 223$ cm), but still clones 3 and 4 stood out for their height, although the other clones were also very close in height, so that cutting could be done in the plants after the second year.

Secondary growth – the diameter of plants. Based on mean plant diameter values of clone 1 measured on plants grown in uncontaminated (control) soil, we obtained the values ranging up to 7.80 mm for the year 2019, from 9.65 mm to 11.65 mm for 2020 and from 13.09 mm for 2021. Based on mean plant diameter values of clone 2 measured on plants grown in uncontaminated (control) soil, we obtained the values ranging up to 8.57 mm for the year 2019, from 10.02 mm to 12.48 mm for 2020 and from 13.59 mm for 2021. Based on mean plant

diameter values of clone 3 measured on plants grown in uncontaminated (control) soil, we obtained the values ranging up to 9.07 mm for the year 2019, from 12.56 mm to 16.77 mm for 2020 and from 19.97 mm for 2021. Based on mean plant diameter values of clone 4 measured on plants grown in uncontaminated (control) soil, we obtained the values ranging up to 11.73 mm for the year 2019, from 13.11 mm to 13.82 mm for 2020 and from 14.35 mm for 2021. Based on the mean values of plant diameter of all clones that were measured on plants grown in uncontaminated (control) soil, the values ranged from 7.8 mm to 13.09 mm for clone 1, from 8.57 mm to 13.59 mm for clone 2, from 9.07 mm to 19.97 mm for clone 3 and from 11.73 mm to 14.35 mm for clone 4 (Figure 3). The obtained results indicate that the clone 3 is the clone with the largest diameter.

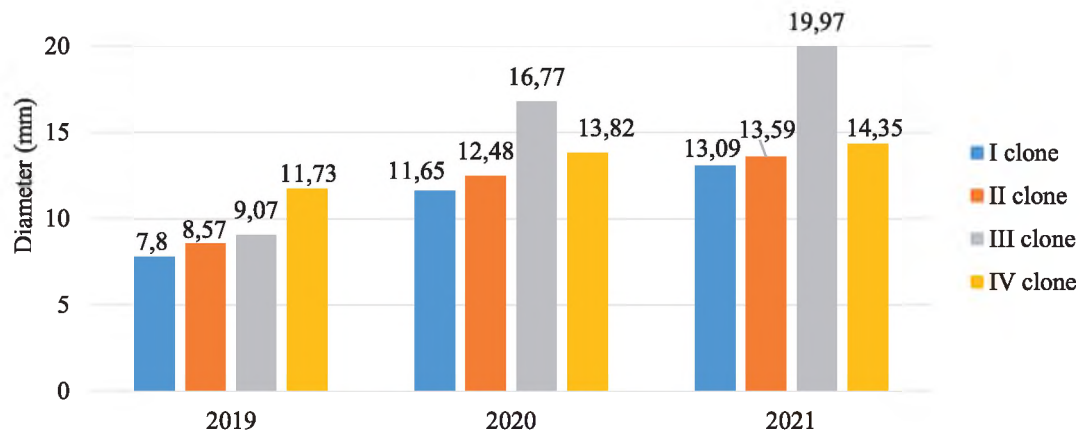


Fig. 3. Diameter of clones of willow in uncontaminated soil (2019–2021)

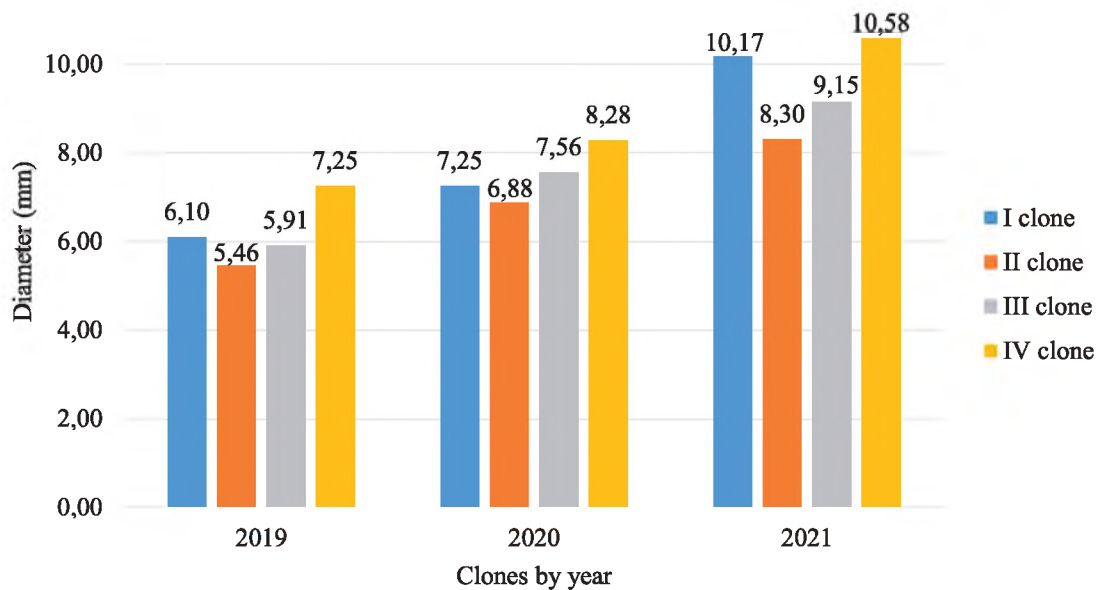


Fig. 4. Diameter i of clones of willow in contaminated soil (2019–2021)

Leaf area. The leaf areas of plants grown in uncontaminated soil ranged from 34.73 cm² (clone 2) to 42.89 cm² (clone 4), and in plants grown in contaminated soil, they ranged from 22.94 cm² (clone 2) to 31.63 cm² (clone 4). Based on the results, it can be concluded that contamination with heavy metals has an adverse effect on the morphology of the plants – the leaf area of the plants for all four clones Table 1.

Table 1

Differences in leaf area between plants on contaminated and non-contaminated soils (cm²)

Factor	Count	Clone			
		I	II	III	IV
		Average	Average	Average	Average
1	100	25.36	22.94	27.89	31.63
2	100	36.24	34.73	36.92	42.89
Total	200	30.80	28.83	32.41	37.26

Note. Factor 1 – contaminated soil; Factor 2 – uncontaminated (control) soil.

In all four clones, the differences in leaf area between contaminated and uncontaminated plants are highly significant, but there is a difference in leaf area size among clones. Regardless of the treatment of plants, i.e. whether grown in contaminated or uncontaminated soil, clone 4 always stood out by leaf area, and clone 2 was the lowest.

Photosynthetic indicators. The photosynthetic activity of plants is a decisive factor in the yield of plants and depends on a number of factors such as the rate, quality and duration of daylight, the concentration of CO_2 in the atmosphere [25; 26], the concentration of O_2 , temperature, water regime and the specifics of mineral nutrition [27], and especially from the genotype of the plant species and the status of the soil, i. e. its pollution [28; 29]. A comparison of 11 different *Salix* genotypes by Andralojc, et al. [30], showed that the timber yield is positively correlated with the total leaf area per plant, as well as that the rate of photosynthesis depends on the studied genotypes. Habitat pollution had a statistically significant effect on all examined clones, which reacted differently to the degree of pollution. The clone number 1 showed the highest rate of photosynthesis ($16.21 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) and the clone number 4 showed the lowest rate, only $10.33 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Figure 5).

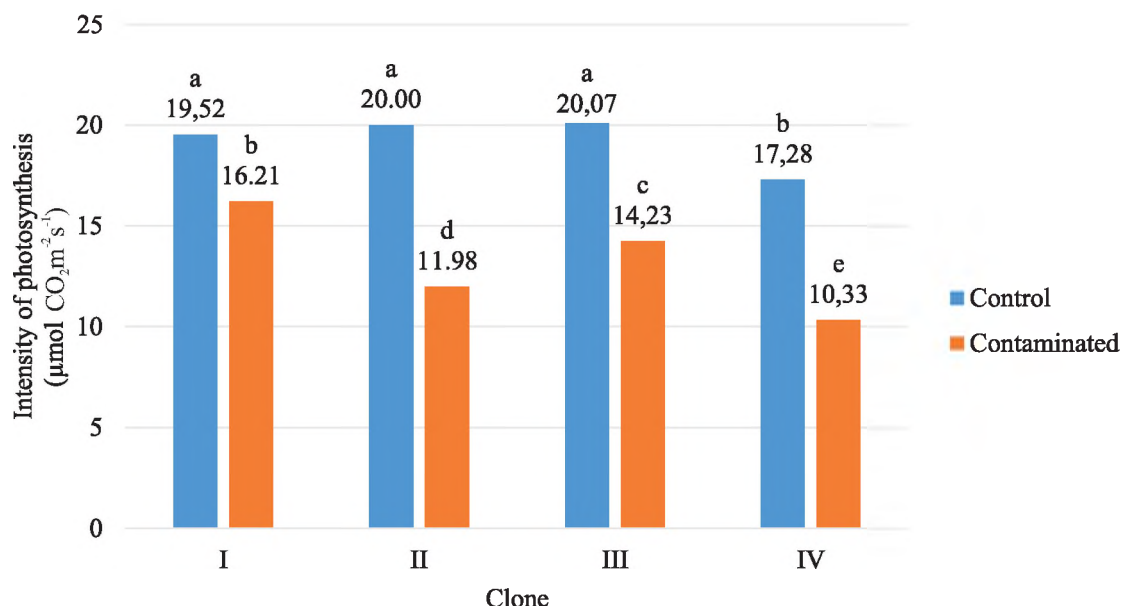


Fig. 5. The intensity of photosynthesis of willow clones depending on the soil contamination

Literature data [31] on the impact of soil pollution (Pb, Cr, Ni and diesel fuel) with heavy metals indicate the genotypic specificity of photosynthesis of the studied willow clones grown in glasshouse with different degrees of pollution.

Stomatal conductance (g_s) ($\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). In the process of water release and gas exchange, CO_2 and O_2 stomata occupy a central place because they regulate stomatal conductance by opening and closing, that is, by changing the size of the stoma opening. Changing the size of the stoma opening also changes the stoma's conductance [32; 33]. The stomatal conductance indicator is defined as the flux of carbon dioxide and water vapor inside the stoma and water vapor at the border of stoma-leaf and air, and this indicator is the opposite of stomatal resistance [34].

In the control habitat (Figure 6), clone number 4 stands out with the highest stomatal conductance ($0.48 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), and clone number 2 is the clone with the lowest stomatal conductance ($0.25 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). The situation is different in the contaminated habitat because heavy metals inhibit the process of stomatal conductance. Namely, in the contaminated habitat, clone number 4 is the clone with the lowest stomatal conductance ($0.13 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), while clone number 1 is the clone with the highest stomatal conductance ($0.30 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

Intercellular concentration of CO_2 (c_i) ($\mu\text{mol mol}^{-1}$). Considering that all leaves are in direct contact with the atmosphere, mesophyll cells take up CO_2 , during photosynthetic assimilation, so there is a concentration gradient in the air outside the leaf and the intercellular space. Having that in mind, the intercellular concentration of CO_2 in leaves (C_i) stands as a critical parameter in photosynthesis [35]. This means that during photosynthesis, the concentration of carbon dioxide in the intercellular space of the leaf determines the flow of carbon dioxide into the leaf if the stomatal openings and the external concentration are constant.

Comparison of 4 willow genotypes on control variants clearly shows statistically significant differences between clones. The highest intercellular concentration (Figure 7) is found in clone number 4 ($220.7 \mu\text{mol mol}^{-1}$), while clone number 2 shows the lowest one ($144.9 \mu\text{mol mol}^{-1}$).

Comparison of 4 willow genotypes on contaminated variants clearly shows that there are no statistically significant differences in the intercellular concentration between the 3 clones (clone 1, 2 and 3) and that only clone number 4 is statistically different from them.

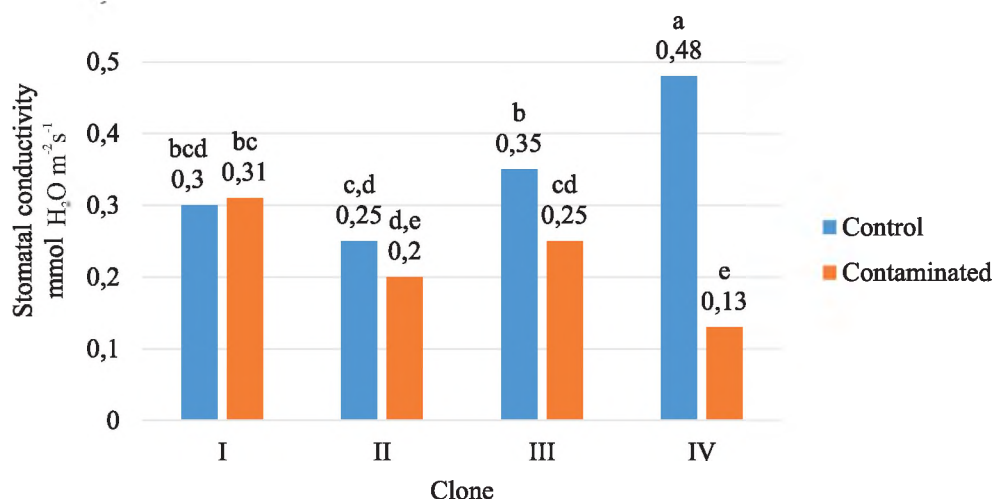


Fig. 6. Stomatal conductance for water vapor of willow clones depending on the soil contamination

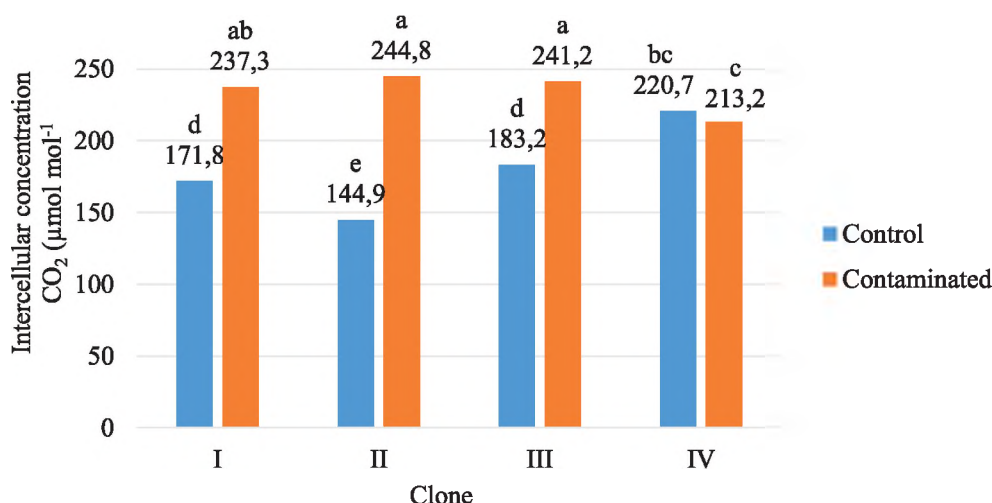


Fig. 7. Intercellular concentration of CO₂ willow clones depending on soil contamination

Rate of transpiration (E) (mmol H₂O m⁻² s⁻¹). The measurement of leaf transpiration and the conductivity of water vapor from the leaf in the atmosphere is a very important indicator for plants in relation to their water regime. Transpiration primarily determines the leaf's energy balance, gas exchange, and determines the efficiency of water use. The exchange of CO₂ and water vapor (water) affects the intercellular concentration of CO₂ and thus limits other biochemical processes of photosynthesis [36; 37]. The rate of transpiration in different willow genotypes depends on the number, size, arrangement of stomata as well as external and internal factors affecting the degree of stomata opening during the day and night [38].

Comparison of 4 willow genotypes (Figure 8) on control variants clearly shows statistically significant differences between clones. The clone number 3 shows the highest rate of transpiration (2.98 mmol H₂O m⁻² s⁻¹), while the clone number 1 shows the lowest rate (1.93 mmol H₂O m⁻² s⁻¹). Comparison of 4 willow genotypes on contaminated variants clearly shows statistically significant differences between all four genotypes. The clone number 1 shows the highest rate of transpiration (2.31 mmol H₂O m⁻² s⁻¹), while the clone number 4 shows the lowest rate (1.68 mmol H₂O m⁻² s⁻¹).

Water use efficiency. Weih and Nordh [39] characterized fourteen willow clones (*Salix* sp.) in terms of growth, nitrogen and water use efficiency under different irrigation and fertilization treatments. The results are discussed in relation to the selection of clones for various willow applications such as biomass production and phytoremediation.

Comparison of 4 willow genotypes on the control variants clearly shows that there are no statistically significant differences between the 3 clones (clone 2, 3 and 4) in water use efficiency, and that only clone number 1, which is significantly more efficient compared to the other clones, is statistically different from them (Figure 9). Soil pollution certainly reduces the ability to use water, but not to a great extent, except when it comes to clone number 1. It should be emphasized that there is no statistically significant difference between the tested clones grown on contaminated soil.

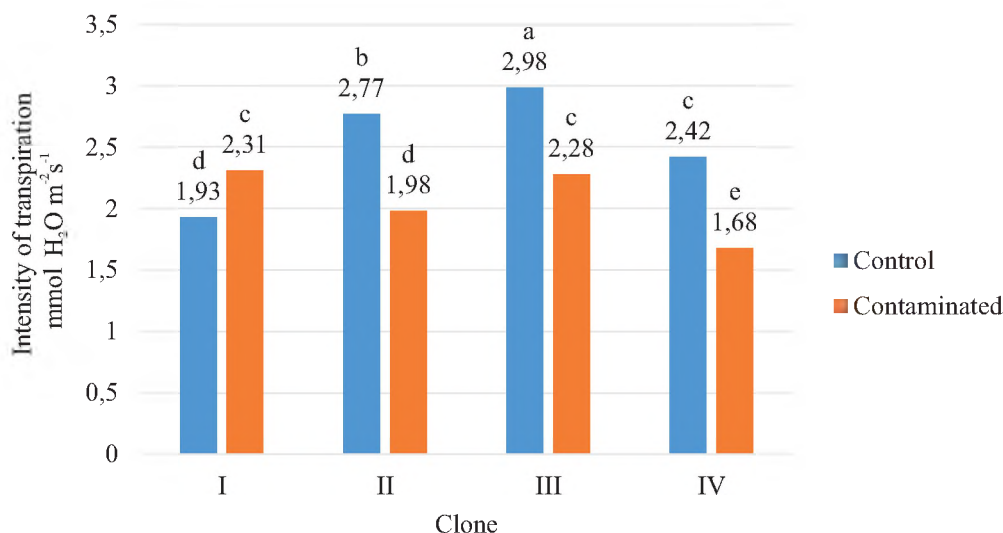


Fig. 8. The intensity of transpiration of willow clones depending on soil contamination

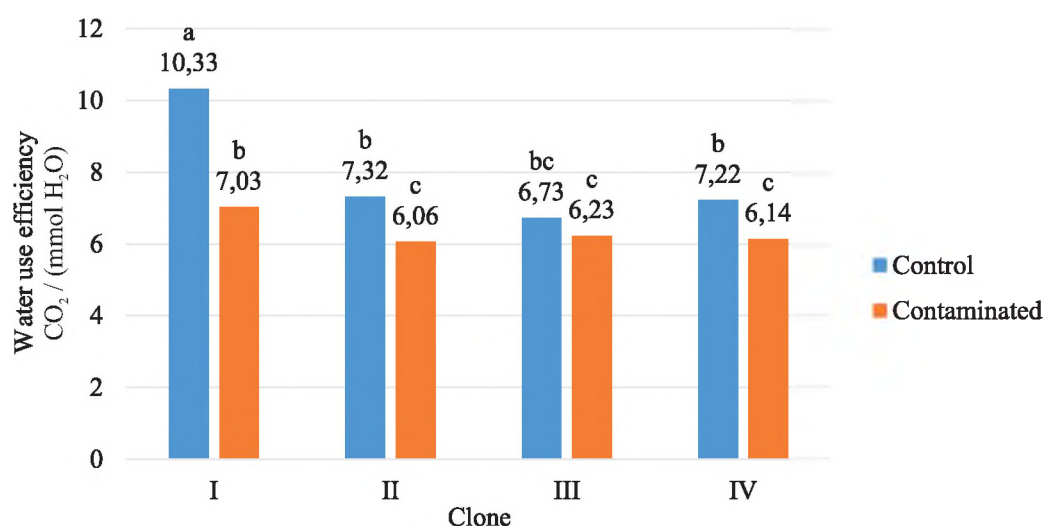


Fig. 9. Water use efficiency of willow clones depending on soil contamination

Intrinsic water use efficiency. Intrinsic water use efficiency is defined as the ratio between the rate of photosynthesis and the stomatal conductance of water vapor (H₂O). The reaction of the stomata to the concentration of CO₂ both outside, i.e. in the atmosphere, as well as inside the stoma, is extremely important for understanding gas exchange between plants and depends on many factors: plant species, i. e. genotype within the species, leaf area, number of stomata on the face and back of the leaf. During uptake, mesophyll cells consume atmospheric CO₂, so the concentration of CO₂ in the intercellular spaces is lower compared to air CO₂ and iWUE – intrinsic efficiency of water use [40; 41].

Comparison of 4 willow genotypes on the control variants clearly shows that there are statistically significant differences between the clones, with clone number 2 standing out the most (Figure 10). From the obtained results, it can be concluded that the intrinsic water use efficiency depends on the genotype. Contamination in clones 1 and 2 greatly reduces the intrinsic water use efficiency, while in clone number 4 it increases to a great extent. For clone number 3, the results show that the contamination had no significant effect on the intrinsic water use efficiency.

According to the data of Landroth and Cienciala [42] the average long-term efficiency of water use, estimated based on the measurement of the stand level, would amount to 6.3 g of dry biomass per kg of transpired water. This value is high compared to values for other tree species and may be related to the high concentration of nitrogen in the leaves. Water availability is a critical factor in short rotation willow (SRC) forestry despite the relatively high water use efficiency of this species.

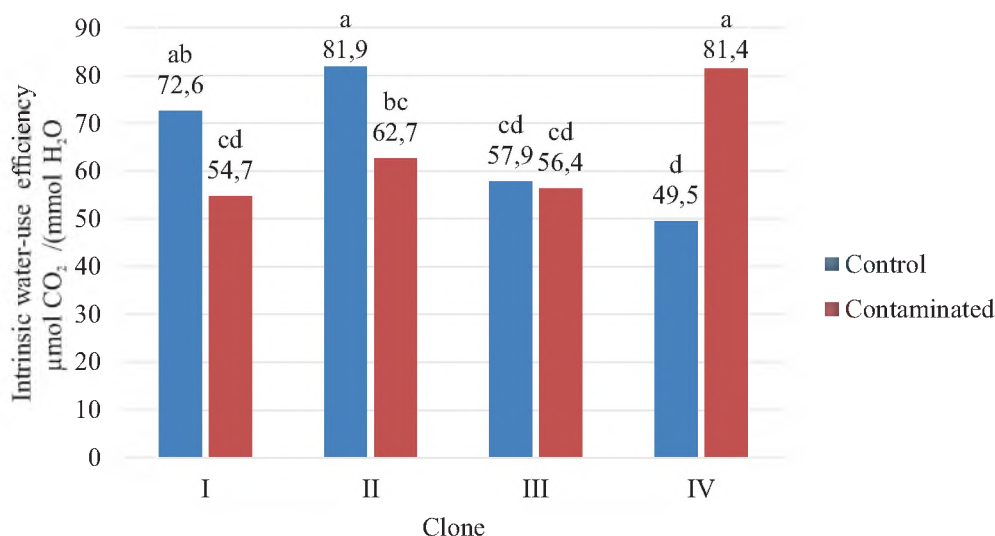


Fig. 10. Intrinsic water-use efficiency (iWUE) of willow clones depending on soil contamination

Conclusion

Based on the obtained results, the following conclusions can be drawn:

Significant genotypic differences were observed among willow clones regarding their height, both in plants grown in uncontaminated conditions and those in habitats with heavy metal contamination.

The disparity between willows cultivated in contaminated versus uncontaminated soil is evident in their height and girth growth. Willows grown on uncontaminated soil showed greater height and girth growth compared to willows grown on contaminated soil. The results of leaf area analyses indicated the existence of statistically significant differences between all studied clones that were grown in uncontaminated soil, while statistical analyses of data related to plant material sampled in contaminated soil indicated three homogeneous groups. The first group, with the highest mean value of the leaf area, consists of clone 4, the second group consists of clones 1 and 3, while the clone 2 constituted the third group, with the lowest mean value of the leaf area.

Comparison of the rate of photosynthesis of 4 willow genotypes on the control variants clearly shows that there are no statistically significant differences in the rate of photosynthesis between the 3 clones (clone 1, 2, 3) while clone 4 exhibited distinct differences.

Habitat pollution had a statistically significant effect on all examined clones, which reacted differently to the degree of pollution. The clone number 1 showed the highest rate of photosynthesis ($16.21 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) and the clone number 4 showed the lowest rate (only $10.33 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

Significant differences were also found in other studied parameters, especially in the water use efficiency, which is a significant factor in the cultivation of willow plantations.

As a general conclusion, we can single out clones 3 and 4, as clones with the highest biomass during the experiment. The contaminated habitat substantially reduces willow biomass, nearly halving it and the plants reach the time for cutting in 2–3 years. Nonetheless, the thermal energy derived from biomass showed no significant variance between contaminated and uncontaminated plants, underscoring the disparity in biomass yield.

Библиографические ссылки / References

1. Pilon-Smiths E. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 2005;56:15–39.
2. Newsholme C. Willows. The Genus *Salix*. Batsford, London: [publisher unknown]; 1992. Volume 129 (7–16). p. 224.
3. Landberg T, Greger M. Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land? In: Aronsson P, Perttu K, editors. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences; 1994. p. 133–144.
4. Landberg T, Greger M. Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Applied Geochemistry*. 1996;11:175–180.
5. Felix H. Vor-Ort-Reinigung schwermmetallbelasteter Böden mit Hilfe von metallakkumulierenden Pflanzen (Hyperakkumulatoren). *Terra Tech*. 1997;2:47–49.
6. Greger M, Landberg T. Use of willow in phytoextraction. *International Journal Phytoremediation*. 1999;1:115–123.
7. Hammar D, Kayser A, Keller C. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management*. 2003;19:187–192.
8. Pulford ID, Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. *Environment International* 2003;29:529–540.

9. Mleczk M, Rutkowski P, Rissmann I, Kaczmarek Z, Golinski P, Szentner K, Strazynska K, Stachowiak A. Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis*. *Biomass Bioenergy*. 2010;34:1410–1418.
10. Greger M, Landberg T. Novel field data on phytoextraction: Precultivation with *Salix* reduces cadmium in wheat grains. *International Journal of Phytoremediation*. 2015;17:917–924.
11. Wani KA, Sofi ZM, Malik JA, Wani JA. Phytoremediation of heavy metals using *Salix* (willows). In: Bhat R, Hakeem K, Dervash M, editors. *Bioremediation and Biotechnology*. Cham, Switzerland: Springer; 2020. Volume 2. p. 257–268.
12. Brieger G, Wells JR, Hunter RD. Content in fly ash ecosystem. *Water Air and Soil Pollution*. 1992;63:87–103.
13. Ledin S. Willow wood properties, production and economy. *Biomass and Bioenergy*. 1996;11:75–83.
14. Rodzkin A, Orlović S, Krstić B, Pilipović A. The assessment of physiology parameters of willow plants as a criterion for selection of prospective clones. *Matica Srpska Journal Nature Science*. 2015;129:7–16.
15. Urošević J, Jovanović F, Tadić V, Trivan G, Stanković D. Benefits of economic entities through the co-combustion of various clones from *Salix* sp. Genus and a mixture of different lignite samples. In: The 23rd International Scientific conference «Sakharov readings 2023: environmental problems of the XXI century». Minsk: IVTs Minfina; 2023; p. 221–225.
16. Zhang S. Wood Quality Attributes and Their Impacts on Wood Utilization. In: XII World Forestry Congress. 2003. URL: <https://www.fao.org/3/xii/0674-b1.htm>.
17. Statgraphics Centurion. Version XVI.I. In: Warrenton, VA, editor. StatPoint Technologies Inc. USA: Corporate Headquarters; 2009. Tom 560.
18. Becerril JM, Munoz-Rueda A, Aparicio-Tejo P, Gonzales-Murua C. The effects of cadmium and lead on photosynthetic electron transport in clover and lucerne. *Plant Physiology and Biochemistry*. 1988;26:357–363.
19. Seregin IV, Ivanov VB. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*. 2001;48:523–544.
20. Pietrini F, Iannelli MA, Montanari R, Bianconi D, Massacci A. Cadmium interaction with thiols and photosynthesis in higher plants. In: Hemantaranjan A, editor. *Advances in Plant Physiology*. Jodhpur, India: Scientific Publishers; 2005. p. 313–326.
21. Seregin IV, Kozhevnikova AD. Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*. 2006;53:257–277.
22. Vasilev A, Perez-Sanz A, Semanem B, Carleer R, Vangronsveld J. Cadmium accumulation and tolerance of two *Salix* genotypes hydroponically grown in presence of cadmium. *Journal of Plant Nutrition*. 2005;28:2159–2177.
23. Greene P. Weeping Willow Growth Rates Compare with *Salix babylonica* Re-rooted Branch Cuttings. *Journal of Botanical Sciences*. 2016;3:20–23.
24. Christersson L. Biomass production by irrigated and fertilized *Salix* clones. *Biomass*. 1987;12:83–95.
25. Johnson J, Tognetti R, Paris P. Water relations and gas exchange in poplar and willow under water stress and elevated atmospheric CO₂. *Physiologia Plantarum*. 2002;115(1):93–100.
26. Bowman WD, Conant RT. Shoot growth dynamics and photosynthetic response to increased nitrogen availability in the alpine willow *salix-glauca*. *Oecologia*. 1994;97(1):93–99.
27. Arsenov D, Nikolić N, Borišev M, Župunski M, Orlović S, Pilipović A, Pajević S. Greenhouse assessment of citric acid-assisted phytoremediation of cadmium by willows (*Salix* spp.) effect on photosynthetic performances and metal tolerance. *Baltic Forestry*. 2019;25(2):203–212.
28. Andralojc PJ, Bencze S, Madgwick PJ, Philippe H, Powers SJ, Shield I, Karp A, Parry MJ. Photosynthesis and growth in diverse willow genotypes. *Journal Food and Energy Security*. 2014;3:69–85.
29. Pajević S, Borišev M, Nikolić N, Krstić B, Pilipović A, Orlović S. Phytoremediation capacity of poplar (*Populus* spp.) and willow (*Salix* spp.) clones in relation to photosynthesis. *Archives of Biological Sciences*. 2009;61(2h):239–247.
30. Gimenez C, Gallardo M, Thompson RB. Plant – water relations. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. 2005:231–238.
31. Jeanguenin LF, Chaumon F. Uptake, loss and control. *Plant Physiology and Development in Encyclopedia of Applied Plant Sciences (Second Edition)*. 2017;1:135–140.
32. Taiz L, Zeiger E. *Plant Physiology*. Sunderland, USA: Sinauer Associates; 2006. p. 764.
33. Boyer JS. Impact of cuticle on calculations of the CO₂ concentration inside leaves. *Planta*. 2015;242:1405–1412.
34. Percy RW, Schulze ED, Zimmermann R. Measurement of transpiration and leaf conductance. In: Percy RW, Ehleringer JR, Mooney HA, Rundel PW editors. *Plant Physiological Ecology*. Dordrecht: Springer; 2000. https://doi.org/10.1007/978-94-010-9013-1_8.
35. Krstić B, Oljača R, Stanković D. Fiziologija drvenastih biljaka (Physiology of woody plants). Grafomark: Laktaši; 2011. p. 352.
36. Rodzkin OI, Vajtsechovich NN, Shkutnik OA, Orlovich S, Krstić B, Klačnja B, Pilipović A, Kovačević B. The use of adaptive clones as a factor in the effective implementation of energy plantations of fast-growing willow. *Vestnik IrGSHA*. 2013;56:46–54.
37. Weih M, Nordh W-E. Characterising willows for biomass and phytoremediation: growth, nitrogen and water use of 14 willow clones under different irrigation and fertilisation. *Biomass and Bioenergy*. 2002;23:397–413.
38. Jones GH. Stomatal control of photosynthesis and transpiration. *Journal of Experimental Botany*. 1998;49:387–398.
39. Liñán ID, Carabana VM, Cañellas I, Gil L, Izquierdo GG. Climate change synchronizes growth and iWUE across species in a temperate-submediterranean mixed oak forest. *Frontiers Plant Science*. 2020;11:706.
40. Lindroth A & Cienciala E. Water use efficiency of short – rotation *Salix viminalis* at leaf, tree and stand scales. *Tree Physiology*. 1996;16:256–262.

Статья поступила в редакцию 20.11.2023.
Received by editorial board 20.11.2023.

СОДЕРЖАНИЕ

ИЗУЧЕНИЕ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

Куликов Я. К. Экологическая полифункциональность микроорганизмов и растительно-микробных комплексов в биоремедиации загрязненных почв	4
---	---

РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

Цыбулько Н. Н., Журавков В. В., Герменчук М. Г. Система радиационной защиты населения после аварии на Чернобыльской АЭС	16
Спиров Р. К., Тимохина Н. И., Чешик И. А., Никитин А. Н. Структура дозы облучения ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am растений Полесского государственного радиационно-экологического заповедника	29
Кадукова Е. М., Веякина Н. Н., Гончаров С. В., Чешик И. А. Оценка генотоксического действия рентгеновского излучения на дождевых червей <i>Lumbricus terrestris</i> , обитающих в почвах Полесского радиационно-экологического заповедника	41

МЕДИЦИНСКАЯ ЭКОЛОГИЯ

Смолякова Р. М., Молчан А. М., Шпадарук Е. М., Лозинская О. В., Гапоненко Е. В. Прогностические критерии оценки осложненного течения коронавирусной инфекции COVID-19	53
---	----

ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

Родькин О. И., Зеленуха Е. В., Глуховский В. И. Оценка потенциала биотоплива как местного источника возобновляемой энергии	65
Янь Ли, Лемешевский В. О., Максимова С. Л. Экологические особенности процесса вермикомпостирования: метаанализ	74
Бобоев С. Г., Мирахмедов М. С., Абдрахманов Т., Амантурдиев И. Г., Сыса А. Г. Эколого-генетический анализ наследования выхода волокна у гибридов хлопчатника, полученных путем использования различных методов скрещивания	87
Зайцева Е. В., Ровенская И. А., Тихомиров К. В. Оценка воздействия на окружающую среду предприятия химической отрасли Республики Беларусь	95
Урошев Е. Д., Родькин О. И., Станкович Д. М., Триван Г. Дж., Йованович Ф. А. Влияние тяжелых металлов на морфологические и физиологические характеристики клонов <i>Salix</i>	104

CONTENTS

THE STUDY AND REHABILITATION OF ECOSYSTEMS

<i>Kulikou Ya. K.</i> Ecological polyfunctionality of microorganisms and plant-microbial complexes in bioremediation of polluted soils	4
--	---

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

<i>Tsybulka M. M., Zhuravkov V. V., Germenchuk M. G.</i> System of radiation protection of the population after the accident at the Chernobyl NPP	16
<i>Spirau R. K., Tsimokhina N. I., Cheshik I. A., Nikitin A. N.</i> The structure of the dose rate from ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am for plants in the Polesye state radiation-ecological reserve.....	29
<i>Kadukova A. M., Veyalkina N. N., Goncharov S. V., Cheshik I. A.</i> Assessment of the genotoxic effect of X-ray radiation on earthworms <i>Lumbricus terrestris</i> living in soils of Polesie radiation-ecological reserve	41

MEDICAL ECOLOGY

<i>Smolyakova R. M., Molchan A. M., Spadaruk K. M., Lozinskaya O. V., Gapeenko E. V.</i> Prognostic criteria for assessing complicated course of COVID-19 coronavirus infection.....	53
--	----

INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

<i>Rodzkin A. I., Zelianukha A. V., Glukhovskij V. I.</i> The assessment of biofuel potential as a local renewable energy source	65
<i>Yan Li, Lemiasheuski V. A., Maksimova S. L.</i> Ecological features of the vermicomposting process: meta-analysis.....	74
<i>Boboyev S. G., Mirakhmedov M. S., Abdrakhmanov T., Amanturdiyev I. G., Sysa A. G.</i> Eco-genetic analysis of the inheritance of fiber yield in cotton hybrids with various crossing methods	87
<i>Zaitseva E. V., Ravenskaya I. A., Tikhomirov K. V.</i> Environmental impact assessment of chemical industry enterprises of the Republic of Belarus	95
<i>Urošević J. D., Rodzkin A. I., Stanković D. M., Trivan G. Dj., Jovanović F. A.</i> The influence of heavy metals on morphological and physiological parameters of <i>Salix</i> clones	104

Журнал включен Высшей аттестационной комиссией Республики Беларусь в Перечень научных изданий для опубликования результатов диссертационных исследований по биологическим, сельскохозяйственным и техническим (экология) наукам.

Журнал включен в библиографическую базу данных научных публикаций «Российский индекс научного цитирования» (РИНЦ).

**Журнал Белорусского
государственного университета. Экология.
№ 4. 2023**

Учредитель:
Белорусский государственный университет

Юридический адрес: пр. Независимости, 4,
220030, Минск.

Почтовый адрес: ул. Долгобродская, 23/1,
220070, Минск.

Тел. 398-89-34, 398-93-44.

www.iseu.bsu.by

E-mail: jecology@bsu.by

«Журнал Белорусского государственного
университета. Экология» издается с сентября 2017 г.
До августа 2017 г. выходил под названием
«Экологический вестник»
(ISSN 1994-2087).

Редактор *Л. М. Корневская*
Технический редактор *М. Ю. Мошкова*
Корректор *М. Ю. Мошкова*

Подписано в печать 29.12.2023.
Тираж 100 экз. Заказ 574.

Республиканское унитарное предприятие
«Информационно-вычислительный центр
Министерства финансов Республики Беларусь»
ЛПТ № 02330/89 от 3 марта 2014.
Ул. Кальварийская, 17, 220004, Минск.

© БГУ, 2023

**Journal
of the Belarusian State University. Ecology.
No. 4. 2023**

Founder:
Belarusian State University

Registered address: 4 Niezaliežnasci Ave.,
220030, Minsk.

Correspondence address: 23/1 Daŭhabrodskaja Str.,
220070, Minsk.

Tel. 398-89-34, 398-93-44.

www.iseu.bsu.by

E-mail: jecology@bsu.by

«Journal of the Belarusian State University. Ecology»
published since September, 2017.
Until August, 2017 named «Ekologičeskii vestnik»
(ISSN 1994-2087).

Editor *L. M. Korenevskaya*
Technical editor *M. Yu. Moshkova*
Proofreader *M. Yu. Moshkova*

Signed print 29.12.2023.
Edition 100 copies. Order number 574.

RUE «Information Computing Center of the Ministry
of Finance of the Republic of Belarus».
License for publishing No. 02330/89, 3 March, 2014.
17 Kalvaryjskaya Str., 220004, Minsk.

© BSU, 2023