



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

2

2026

МИНСК
БГУ

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор

РОДЬКИН О. И. – доктор биологических наук, доцент; директор Международного государственного экологического института им. А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь.
E-mail: info@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, редактор
сайта журнала**

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

*Аверин В. С.
Абдрахманов Т.*

Гомельский государственный медицинский университет, Гомель, Беларусь.
Национальный университет Узбекистана им. Мирзо Улутбека, Ташкент, Узбекистан.

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.

Горан А.

Университет Нови Сад, Нови сад, Сербия.

Демирак А.

Университет Мугла, Мугла, Турция.

Дзятковская Е. Н.

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

Кильчевский А. В.

Национальная академия наук Беларуси, Минск, Беларусь.

Коноплев А. В.

Институт радиоактивности окружающей среды Фукусимского университета, Япония.

Кулагина Т. А.

Сибирский Федеральный университет, Красноярск, Россия.

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.

Маскевич С. А.

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

Станкович Д.

Белградский университет, Белград, Сербия.

Стожаров А. Н.

Белорусский государственный медицинский университет, Минск, Беларусь.

Ристич Р.

Белградский университет, Белград, Сербия.

Смуров А. В.

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, Москва, Россия.

Тарутин И. Г.

Республиканский научно-практический центр онкологии и медицинской радиологии им. Н. Н. Александрова, Минск, Беларусь.

Хора А.

Университет Мейбод, Йезд, Иран.

Шахаб С. Н.

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

EDITORIAL BOARD

Editor-in-chief	RODZKIN O. I. , doctor of science (biology), docent; International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University, Minsk, Belarus. E-mail: info@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, journal website editor	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>Averin V. S.</i>	Gomel State Medical University, Gomel, Belarus.
<i>Abdrakhmanov T.</i>	Mirzo Ulugbek National University of Uzbekistan, Tashkent, Uzbekistan.
<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>Goran A.</i>	University of Novi Sad, Novi Sad, Serbia.
<i>Demirak A.</i>	Mugla Sitki Kocman University, Mugla, Turkey.
<i>Dziatkovskaya E. N.</i>	Institute of Education Development Strategy of the Russian Academy of Education, Moscow, Russia.
<i>Kilchevsky A. V.</i>	National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Konoplev A. V.</i>	Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University, Fukushima, Japan.
<i>Kulagina T. A.</i>	Siberian Federal University, Krasnoyarsk, Russia.
<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>Maskevich S. A.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Stankovic D.</i>	University of Belgrade, Belgrade, Serbia.
<i>Stozharov A. N.</i>	Belarusian State Medical University, Minsk, Belarus.
<i>Ristic R.</i>	University of Belgrade, Belgrade, Serbia.
<i>Smurov A. V.</i>	Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia.
<i>Tarutin I. G.</i>	N. N. Alexandrov National Cancer Centre of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Hora A.</i>	Meybod University, Yazd, Iran.
<i>Shahab S. N.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.

ИЗУЧЕНИЕ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

THE STUDY AND REHABILITATION OF ECOSYSTEMS

УДК 574.587+578.087(282.247.431.2)+595.7(476)2

ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ РАЗНООБРАЗИЕ И ЕГО ОЦЕНКА В ИССЛЕДОВАНИЯХ СИНЭКОЛОГИИ НАСЕКОМЫХ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СТАТИСТИЧЕСКОЙ СРЕДЫ R

Г. Г. СУШКО¹⁾, А. С. ТКАЧЁНОК¹⁾, И. А. ЛИТВЕНКОВА¹⁾

¹⁾Витебский государственный университет им. П. М. Машерова,
пр. Московский, 33, 210038, г. Витебск, Беларусь

Видовое разнообразие, хотя и является в настоящее время общепринятым показателем биоразнообразия, но не всегда отражает общую картину состояния и функционирования экосистем. Анализ функционального разнообразия сообществ, основанный на видовых признаках, все чаще используется для установления связи между функциями организмов на уровне экосистемы, а также выявления механизмов биотических реакций на изменения окружающей среды. Измерение функционального разнообразия является сложной задачей, так как большинство методик его расчета базируется на статистической среде R, а это требует навыков написания программного кода.

Образец цитирования:

Сушко ГГ, Ткачёнок АС, Литвенкова ИА. Функциональное разнообразие и его оценка в исследованиях синэкологии насекомых с использованием статистической среды R. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:4–19.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-4-19>

For citation:

Sushko GG, Tkachenok AS, Litvenkova IA. Functional diversity and its assessment in insect synecology studies using the R statistical environment. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:4–19. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-4-19>

Авторы:

Геннадий Геннадьевич Сушко – доктор биологических наук, профессор; заведующий кафедрой экологии и географии.
Анастасия Сергеевна Ткаченко – студентка, факультет химико-биологических и географических наук.
Инна Александровна Литвенкова – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры экологии и географии.

Authors:

Gennadi G. Sushko, doctor of science (biology), full professor; head of the department of ecology and geography.
gennadis@rambler.ru
Anastasia S. Tkachenok, student, faculty of chemical, biological and geographical sciences.
updown9700@gmail.com
Inna A. Litvenkova, PhD (biology), docent; associate professor at the department of ecology and geography.
inna.litvenkova@yandex.ru

С использованием собственных результатов исследований ассамблей жужелиц в нескольких типах сосновых лесов продемонстрированы этапы оценки функционального разнообразия в статистической среде R. Предложен программный код, доступный для использования начинающим исследователям. Детально рассмотрен протокол оценки функционального разнообразия, включающий расчет средневзвешенных по сообществу значений видовых признаков (community-weighted means, CWM), расчет индексов функционального разнообразия (функционального богатства (FRic), выравненности (FEve), дивергенции (FDiv) и квадратичной энтропии Pao (Rao's Q)), а также выполнение многомерных анализов RLQ и «четвертого угла» (fourth-corner). Обосновано использование соответствующих пакетов, включая FD и ade4.

Ключевые слова: экология сообществ; функциональное разнообразие; видовые признаки; индексы функционального разнообразия; RLQ; статистическая среда R.

Благодарность. Исследования выполнены при поддержке государственной программы научных исследований «Рациональное природопользование», подпрограммы 8.2. «Биоразнообразие и биоресурсы» на 2026–2030 гг. № ГР 20260389 от 27.03.2026.

FUNCTIONAL DIVERSITY AND ITS ASSESSMENT IN INSECT SYNECOLOGY STUDIES USING THE R STATISTICAL ENVIRONMENT

G. G. SUSHKO^a, A. S. TKACHENOK^a, I. A. LITVENKOVA^a

^aVitebsk State University named after P. M. Masharov,
33 Maskoŭski Avenue, Vitebsk 210038, Belarus

Corresponding author: G. G. Sushko (gennadis@rambler.ru)

Species diversity, although currently a widely used indicator of biodiversity, does not always reflect the overall state and functioning of ecosystems. Analysis of the functional diversity of communities based on species traits is increasingly used to establish relationships between the functions of organisms at the ecosystem level and to identify mechanisms of biotic responses to environmental change. Measuring functional diversity is a complex task, as most methods for calculating it are based on the R statistical environment, which requires programming skills. Using results of studies of ground beetle assemblages in several types of pine forests, we demonstrate the steps for assessing functional diversity in the R statistical environment. Programming code accessible to novice researchers is provided. A protocol for assessing functional diversity is discussed in detail. This protocol includes calculating community-weighted means (CWM) for species traits, calculating functional diversity indices (functional richness (FRic), evenness (FEve), divergence (FDiv), and Rao's Q), as well as performing multivariate RLQ and fourth-corner analyses. The use of relevant packages, including FD and ade4, is justified.

Keywords: community ecology; functional diversity; species traits; functional diversity indices; RLQ; R statistical environment.

Acknowledgements. The research was carried out with the support of the state scientific research program «Rational Use of Natural Resources», subprogram 8.2. «Biodiversity and Bioresources» for 2026–2030. No. GR 20260389, 2026 March 27.

Введение

В настоящее время широкое распространение получила теория, которая сопоставляет экологическое сообщество со своеобразным «фильтром». Из огромного регионального набора видов (species pool) в определенное локальное сообщество попадают только те, которые прошли через сита абиотических факторов (климат, показатели почвы, условия водной среды и др.) и биотических взаимодействий (конкуренция, хищничество и др.) [1]. Если мы знаем функциональную роль вида в пространстве экологической ниши и его экологические предпочтения, то можем предсказать, пройдет ли он через определенные средовые фильтры. Данная теория, разработанная [Keddy, 1992], послужила мощным стимулом развития функциональной экологии. Она перевела фокус с видового разнообразия на признаки видов (длина тела, высота, размер семян, тип корневой системы и др.) и функциональное разнообразие [1]. В рамках теории предложено два направления – правило ассамблеи и правило отклика. Формирование специфической группировки видов (правило ассамблеи) связано с определенным сочетанием факторов среды местообитания. Только в случае если последние благоприятны для вида, он сможет войти в состав сообщества (правило отклика). Следовательно, внутри комплекса видов присутствуют определенные функциональные группы со сходным стратегиям выживания и экологическими предпочтениями.

Функциональное разнообразие (Functional Diversity, FD) – компонент биоразнообразия, который охватывает диапазон функциональных свойств видов в сообществе. Оно определяется как набор признаков видов (species traits), способствующих поддержанию различных экосистемных процессов и функций, влияющих на устойчивость организмов к воздействию окружающей среды и их репродуктивный потенциал [2].

До недавнего времени в отечественных эколого-ботанических и эколого-фаунистических исследованиях чаще всего применялась оценка экологической структуры сообществ по принадлежности видов к различным экологическим группам (на основе сходства функций или реакции на абиотические условия) и соотношению их, как правило, по относительному обилию. В настоящее время функциональная роль вида в экосистеме рассматривается не только с позиций круговорота веществ и трансформации энергии в экосистеме на основе типа питания и широты трофической специализации, но и в разрезе экосистемных услуг, адаптации к специфике факторов среды и экологических ниш, занимаемых видами. С экологической точки зрения, вид – это совокупность особей с фенотипическими и поведенческими признаками, определяющими, когда и где они могут обитать и как взаимодействуют с особями других видов [3]. Такой взгляд на вид как на совокупность признаков меняет подход экологов к измерению разнообразия, оценке сосуществования и восстановлению местообитаний [4].

Признак вида (species trait) – это любая измеримая характеристика особи вида, которая может быть морфологической (характер ветвления растений, размеры имаго насекомого), репродуктивной (количество и диаметр яиц), физиологической (устойчивость к температуре, предпочтение влажности), биохимической (путь фотосинтеза растений), поведенческой (ночной или дневной режим охоты) или фенологической (сроки цветения) [5; 6].

Видовое разнообразие, хотя и является в настоящее время общепринятым показателем биоразнообразия, не всегда отражает общую картину состояния и функционирования экосистем. В связи с этим важность оценки функционального разнообразия в наши дни не вызывает сомнения. Анализ, основанный на видовых признаках, все чаще используется для установления связи между функциями организмов и процессами на уровне экосистемы, а также выявления механизмов биотических реакций на изменения окружающей среды [7; 8]. Ряд исследований показал, что большие различия видов в использовании ресурсов приводят к улучшению функционирования экосистемы. Следовательно, ключевые различия должны заключаться в разнообразии функциональных признаков, определяющих, как организмы используют ресурсы. На этом основаны теоретические предсказания о том, что функционирование экосистемы улучшается с увеличением функционального разнообразия [9]. Это перекликается с тем, что устойчивость экосистемы повышается при увеличении видового разнообразия [2].

Хотя сама концепция функционального разнообразия относительно проста для понимания, ее растущая важность в исследованиях биоразнообразия показала, что измерение функционального разнообразия является сложной задачей [10]. Большинство методик расчета параметров функционального разнообразия базируется на статистической среде R, а это требует навыков написания программного кода. В связи с ростом числа исследований в данном направлении появляются все новые методы, которые требуют углубления в теорию статистического анализа. Кроме того, ведется поиск таксонов, подходящих для исследований функционального разнообразия сообществ как с позиций отклика на градиенты окружающей среды, так и с целью биоиндикации и мониторинга экологического состояния экосистем. Одним из наиболее часто используемых модельных таксонов для экологических исследований являются насекомые. Среди них жуки семейства жужелицы хорошо зарекомендовали себя как экологические индикаторы и модельные объекты для оценки особенностей биоразнообразия. Это связано с их невысокой мобильностью, значительной численностью в наземных экосистемах, а также высокой степенью изученности их экологии, включая видовые признаки, нацеленные на адаптацию к определенным условиям среды и выполнение функциональной роли в сообществе [11; 12]. В связи с этим цель данной работы: проанализировать методы оценки функционального разнообразия и на примере жесткокрылых семейства Carabidae разработать пошаговый алгоритм расчетов параметров функционального разнообразия с использованием статистической среды R. Данный алгоритм позволит дополнить оценку биоразнообразия с позиций функциональной роли видов, а также расширит потенциал жужелиц как биоиндикаторов в экологических исследованиях.

Материалы и методы исследования

В последнее время количество публикаций, основанных на функциональном разнообразии и анализе видовых признаков жужелиц, неуклонно растет (рис. 1). За период с 2005 по 2025 в Google Scholar нами обнаружено 10200 статей по ключевым словам species traits, functional diversity, ground beetles, carabidae. На основании анализа метаданных были выбраны наиболее используемые методы оценки

функционального разнообразия [13–17]. Они включают анализ соотношения распределения видов по различным функциональным категориям, расчет индексов функционального разнообразия и оценку распределения функциональных признаков в зависимости от градиентов среды (фильтрация экологическими факторами). Функциональное разнообразие сообщества также описывают с помощью многомерного облака точек в пространстве признаков (то есть каждая координата соответствует измеренному признаку), причем каждая точка представляет собой особь или вид [10].

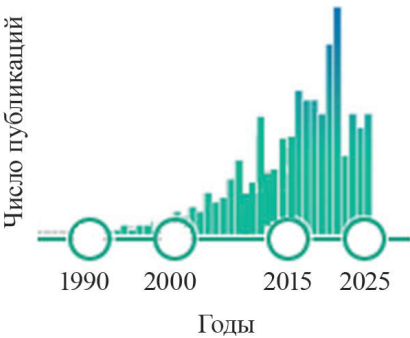


Рис. 1. Динамика роста числа научных статей в научной базе данных PubMed (<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov>)
Fig. 1. Dynamics of in the number of scientific articles in the database PubMed (<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov>)

Для демонстрации алгоритма оценки функционального разнообразия и апробации разработанного программного кода использованы реальные данные полевых исследований жуужелиц в 2023 г. Материал собран в Витебском р-не Витебской обл. с мая по ноябрь с помощью почвенных ловушек в трех типах сосновых лесов (сосняк сфагновый, сосняк мшистый и сосняк черничный). В каждом типе леса получено по 10 выборок. Были измерены следующие факторы среды: pH, содержание (методом кондуктометрии) и влажность почвы, число видов высших сосудистых растений, общее проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса (%) и высота растений данного яруса. Измерения выполнены с помощью кондуктометра для почвы *Hanna Instruments 98331* и pH-метра *Hanna Instruments 981030*. Для каждого выявленного вида был выбран набор из шести видовых (функциональных) признаков, отражающих основные аспекты экофизиологии и адаптации к местообитанию, согласно перечню, предложенному [Nolte, et al., 2019] [12]: длина тела, морфология задних крыльев, трофические предпочтения, стадия гибернации, предпочитаемые местообитания и режим влажности. Данные получены из литературных источников [18–20]. Для анализа изменчивости признаков мы сосредоточились на видах с более чем пятью особями во всей совокупности выборок. Детальная информация о видовых признаках приводится в табл. 1.

Таблица 1

Видовые признаки жуужелиц (Coleoptera, Carabidae) и их экологическая характеристика

Table 1

Species traits of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) and their ecological characteristics

Видовой признак	Характеристика	Экологическая роль в адаптации к местообитанию	Аббревиатура
Трофическая группа			
Зоофаги	Хищные виды, распознающие добычу преимущественно с помощью обонятельных и тактильных стимулов	Связь с наличием доступных трофических ресурсов в местообитаниях	З
Зоофитофаги	Хищные виды, дополняющие свой рацион семенами травянистых растений		О
Фитофаги	Виды, питающиеся семенами травянистых растений		Ф

Окончание табл. 1

Ending table 1

Видовой признак	Характеристика	Экологическая роль в адаптации к местообитанию	Аббревиатура
Морфология крыльев			
Макроптерные виды	Виды с полностью развитыми задними крыльями	Способность к расселению при наличии развитых задних крыльев повышается	М
Брахиптерные виды	Виды с редуцированными или отсутствующими задними крыльями		Б
Диморфные виды	Виды, у которых в популяциях только часть особей с полностью развитыми крыльями		Д
Размеры имаго			
Виды с крупными размерами	Виды с длиной тела более 15 мм	Виды с крупными размерами особей нуждаются в обширных, нефрагментированных и стабильных местообитаниях, большем количестве пищи в большей степени, чем виды с мелкими размерами	Кр
Виды с относительно крупными размерами	Виды с длиной тела от 10,1 до 15 мм		К
Виды со средними размерами	Виды с длиной тела от 6 до 10 мм		С
Виды с мелкими размерами	Виды с длиной тела менее 6 мм		М
Стадия жизненного цикла, на которой происходит гибернация (зимовка)			
Личинка	Виды, у которых гибернация на стадии личинки	Личиночная стадия является наиболее уязвимой и подвергается большему влиянию флуктуаций факторов среды во время зимовки по сравнению с имаго	Л
Имаго	Виды, у которых гибернация на стадии имаго		И
Личинка и имаго	Виды, у которых гибернация на стадии личинки и имаго (личиночная стадия длится более 12 мес.)		Л&И
Предпочтения влажности			
Гигрофильные виды	Виды, встречающиеся во влажных условиях местообитания	Нарушение режима влажности при антропогенном вмешательстве и при изменении климата может приводить изменению видового разнообразия	Г
Ксерофильные виды	Виды, встречающиеся в сухих условиях местообитания		К
Мезофильные виды	Виды, встречающиеся в условиях средней влажности		М
Биотопическая приуроченность			
Лесные виды	Виды, встречающиеся преимущественно в лесах различных типов	Обилие обитателей лесов зависит от качества условий обитания, тогда как увеличение числа различных микроместообитаний, в том числе открытых способствует распространению эвритопных видов и видов открытых пространств	Л
Эвритопные виды	Виды, встречающиеся в широком спектре местообитаний		Э
Виды открытых местообитаний	Виды, встречающиеся на лугах, пастбищах и агроценозах.		О
Болотные виды	Верховые и низинные болота и другие заболоченные местообитания		В

Для статистической обработки были сформированы 3 таблицы данных в формате .csv: видов и их обилия (рис. 2а), видов и их признаков (рис. 2б), факторов среды (рис. 2в).

a/a										
habitat	Ago.eri	Ama.bru	Ama.eur	Ama.ple	Ama.sim	Cal.err	Cal.mel	Cal.micr	Car.arv	Car.can
SosnMsh	0	0	4	1	0	0	0	2	21	0
SosnMsh1	0	5	0	0	0	4	0	5	24	0
SosnMsh2	0	2	0	3	2	1	0	5	47	0
SosnMsh3	0	5	2	0	0	2	0	6	34	0
SosnMsh4	0	0	0	3	1	0	0	8	31	0
SosnMsh5	0	1	2	0	0	3	0	17	31	4

б/б							в/с						
	ClassRazmera	WingsMorph	Zimovka	Diet	Biot	Vlajnost	habitat	plant rich	plant cov	plant height	pH	soil el cond	soil moist
Ago.eri	Sred	Brachypt	Imago	Zooph	Wet	Hygroph	SosnMsh	1	7	9	3.91	13	9.81
Ama.bru	Sred	Macropt	Imago	Phyt	Les	Mesoph	SosnMsh1	1	4	8	4.11	12	10.12
Ama.eur	Krup	Macropt	Imago	Phyt	Otkr	Mesoph	SosnMsh2	1	1	10	4.88	11	14.37
Ama.ple	Sred	Macropt	Imago	Phyt	Otkr	Mesoph	SosnMsh3	1	2	7	6.4	13	8.79
Ama.sim	Sred	Macropt	Imago	Phyt	Otkr	Mesoph	SosnMsh4	2	4	9	4.24	17	7.91
Cal.err	Sred	Dimorph	Lich	Zooph	Evry	Xeroph	SosnMsh5	2	9	9	4.13	12	10.35
Cal.mel	Sred	Dimorph	Lich	Omn	Wet	Mesoph	SosnMsh6	2	9	8	4.19	14	9.19
Cal.micr	Sred	Brachypt	Lich	Zooph	Les	Mesoph	SosnMsh7	2	5	6	4.17	12	7.09
Car.arv	Krupn	Brachypt	Imago	Zooph	Les	Mesoph							

Рис. 2. Фрагмент анализируемых таблиц данных:

а) виды и их обилие, б) виды и их признаки, в) факторы среды (скриншот RStudio)

Fig. 2. Fragment of the analyzed data table:

a) species and their abundance, b) species and their traits, c) environmental variables (screenshot RStudio)

Все анализы выполнены в R 4.4.1 [21]. Для количественной оценки и сравнительной характеристики функциональных признаков мы использовали не число особей каждого вида, а их средние взвешенные значения по сообществу (community-weighted means, CWM). Расчеты CWM для шести различных функциональных признаков выполнены с помощью пакета FD [Laliberté, et al., 2014] [22]. Эта метрика сочетает значения функциональных признаков видов и их относительное обилие [6]. Формула, используемая для этого расчета:

$$CWM = \sum_{i=1}^S S_i \times W_i, \quad (1)$$

где S представляет собой общее количество видов, S_i – значение признака вида i , а W_i – относительное обилие вида i .

Оценка функционального разнообразия по совокупности анализируемых признаков выполнена с помощью индексов функционального богатства (FRic), выравненности (FEve), дивергенции (FDiv) и квадратичной энтропии Rao (Rao's Q) с использованием пакета FD [22]. Поскольку данные индексы могут коррелировать друг с другом, то перед их сравнительным анализом построена корреляционная матрица для снижения их числа в случае необходимости.

Для выявления изменчивости функциональных признаков в зависимости от измеренных факторов среды был использован многомерный анализ RLQ, который связывает три матрицы: переменных окружающей среды (R), видов и их обилий (L) и видов и их признаков (Q). Значимость взаимосвязи видовых признаков и факторов среды оценена с помощью метода «четвертого угла» (fourth-corner). Анализ выполнен с использованием пакета ade4 [23].

Результаты исследования и их обсуждение

Понятие функциональных признаков. В литературе существует некоторая терминологическая путаница в отношении определения видовых признаков (species traits) и функциональных признаков (functional traits). Видовой признак – более широкое понятие, включающее любую характеристику, по которой один вид отличается от другого, а функциональные признаки – это подмножество признаков, которые напрямую влияют на выживание, рост, размножение вида или на его участие в экосистемных процессах. В публикациях чаще применяется понятие «видовой признак» (species trait) или просто признак (trait). Использование понятия видовой признак (с расшифровкой его значения для функционирования экосистемы и для адаптации вида в функциональном объеме экологической ниши), а не «функциональный признак», представляется вполне логичным.

Для наземных беспозвоночных предложено пять категорий признаков: морфология, питание, жизненный цикл, физиология и поведение. Данные признаки функциональны в том смысле, что их взаимодействие

с биотической и абиотической средой влияет на продуктивность и, следовательно, на адаптацию организма [10]. В литературе встречается мнение, что следует разделять видовые признаки и экологические предпочтения [10]. Например, разделение видов на группы по предпочтению режима влажности почвы не следует рассматривать с позиций функциональности. Однако виды, обитающие в различных условиях влажности, обладают определенным комплексом морфологических, физиологических и биохимических адаптаций, что связано с фенотипическими особенностями. Кроме того, определенные условия влажности вносят вклад в структуру экологической ниши. Это же можно сказать и о биотических предпочтениях.

Индексы функционального разнообразия и их характеристика. Начальным этапом оценки функционального разнообразия является анализ соотношения различных видовых признаков, играющих определенную функциональную роль в сообществе. Количественно видовые признаки оценивают по их CWM. В статистических терминах CWM характеризует центральную тенденцию, то есть преобладающее значение признака, а функциональное разнообразие характеризует разброс значений признаков и выражается индексами, многие из которых основаны на дисперсии. Обычно выделяют три главных аспекта для измерения функционального разнообразия: функциональное богатство (Functional Richness), функциональная выравненность (Functional Evenness) и функциональная дивергенция (Functional Divergence) [14].

Функциональное богатство. Это объем функционального пространства экологических ниш занятого видами в сообществе. Во многих случаях положительно коррелирует с видовым богатством. Однако в двух сообществах с одинаковым числом видов их функциональные признаки могут значительно различаться [16]. Оценка функционального богатства позволяет ответить на ряд вопросов. Например, какие экологические процессы и экосистемные услуги нарушаются, если вид вымирает или меняется состав сообщества, какое влияние данные условия среды оказывают на признаки видов и как функциональное разнообразие сообщества меняется в зависимости от сезона [3; 5; 7].

Функциональная выравненность. Количественно оценивает выравненность распределения относительного обилия видовых признаков. Значения близкие к 0 свидетельствуют о наличии нескольких доминантных видов со сходными значениями функциональных признаков. Напротив, значения близкие к 1 указывают на то, что виды равномерно по обилию и функционально равноудаленные. Функциональная выравненность демонстрирует насколько эффективно и регулярно ресурсы распределены между видами [16].

Функциональная дивергенция. В общих чертах функциональную дивергенцию можно охарактеризовать как степень различия между функциональными признаками видов. Данный показатель демонстрирует, насколько далеко от центра функционального пространства находятся наиболее многочисленные виды. Дивергенция видов по их функциональной роли позволяет видам сосуществовать, используя разные ресурсы (дифференциация ниш). Сообщества с высокой функциональной дивергенцией часто более эффективно используют ресурсы среды, что повышает их общую биомассу и устойчивость. Основные индексы для оценки функциональной дивергенции – индекс функциональной дивергенции (FDiv), индекс функциональной дисперсии (FDis) и индекс квадратичной энтропии Рао (Rao's Q) [15; 16]. FDiv позволяет оценить распределение обилия видов в многомерном пространстве функциональных признаков. Значения близкие к 0 свидетельствуют о том, что большинство доминантных видов имеют сходные функциональные признаки. Напротив, значения близкие к 1 указывают на то, что большинство доминантных видов имеют крайние значения функциональных признаков в функциональном пространстве. FDis отражает разброс видовых признаков, взвешенных по обилию. Чем больше в анализируемой выборке признаков, отклоняющихся от средних значений, формирующих центральную совокупность, тем выше их разброс. Rao's Q характеризует сумму попарных расстояний между видами, взвешенных по относительному обилию. Индекс напрямую зависит от вероятности встречи разных признаков в пространстве ниши и по алгоритму расчета сходен с индексом видового разнообразия Симпсона. Считается одним из наиболее точных многомерных индексов. Индексы Рао и FDis имеют сходный математический алгоритм расчетов, аналогичный расчету дисперсии, поэтому они считаются принципиально эквивалентными [15; 16].

Существуют и другие индексы оценки функционального разнообразия. Их достоинства и недостатки охарактеризованы в ряде работ [15]. В рамках данной публикации мы ограничимся индексами, которые охарактеризованы выше, так как они вычисляются с помощью функции dbFD пакета «FD» статистической среды R, который хорошо зарекомендовал себя в экологических исследованиях и является одним из самых используемых инструментов анализа функционального разнообразия.

Категориальные переменные. Расчет индексов функционального разнообразия наиболее прост, если используемые видовые признаки являются количественными переменными (масса, длина,

высота и т. д.). Однако, как и в нашем случае с жужелицами, мы часто имеем дело категориальными переменными (баллы размерных групп, отсутствие или наличие крыльев и т. д.). Рекомендуется преобразовывать набор данных с категориальными переменными с помощью матриц расстояний и методов ординации, которые допускают сочетание дискретных количественных и категориальных качественных переменных для входных данных анализа. Чаще всего применяют преобразование матрицы данных на основе расстояния Гауэра (Gower distance), а затем на основе преобразованной матрицы расстояний между признаками видов проводят анализ главных координат (PCoA). Рассчитанные значения осей PCoA далее используются в анализе [15].

Анализ распределения функциональных признаков вдоль экологических градиентов. Важным этапом анализа функционального разнообразия является выявление зависимостей распределения видовых признаков от определенных факторов среды местообитаний или их распределение вдоль экологических градиентов. Для этого используют различные методы ординации. В их числе анализ избыточности средних значений признаков видов, взвешенных по их численности (CWM-RDA), двойной канонический корреляционный анализ (db CCA), многомерный анализ трех массивов данных (RLQ) и др. [16]. Многомерный анализ RLQ, который часто используется для подобных исследований, связывает таблицу признаков видов (Q) с таблицей переменных окружающей среды на каждом участке исследований (R), используя таблицу обилия видов (L) в качестве связующего звена. Отсюда вытекает название метода. Он суммирует взаимную корреляцию между тремя таблицами (R, L и Q) в основные оси соответствия. Таким образом, анализ RLQ – это метод, позволяющий выявить как факторы среды способствуют наличию (отфильтровывают) в сообществе определенных признаков вида. Предварительным этапом анализа RLQ является проведение отдельного анализа каждой таблицы. К таблице обилий видов применяется корреляционный анализ. Для данных о видовых признаках и факторах среды, если все переменные являются количественными, применяется анализ главных компонент. В противном случае используется преобразование Хилла – Смита, позволяющее учитывать сочетание качественных и количественных переменных [17; 22].

RLQ часто комбинируют с анализом «четвертого угла» (Fourth-Corner). RLQ дает общую многомерную картину (ординацию), а метод четвертого угла обеспечивает статистическую проверку значимости отдельных связей между видовыми признаками и переменными окружающей среды. Проблема «четвертого угла» (fourth-corner problem) – это классическая аналитическая задача в экологии сообществ, суть которой заключается в поиске связи между факторами среды и признаками видов [23]. Среда не просто выбирает виды, она выбирает их качественные свойства (признаки), благодаря которым они попадают в сообщество. Название происходит из визуальной схемы взаимодействия трех исходных таблиц. «Четвертый угол» – это та недостающая матрица связей между 3 имеющимися. Представьте себе визуально три таблицы, расположенные под прямым углом друг к другу. Образовавшаяся пустота и есть четвертый угол [17].

Расчет значений средневзвешенных значений видовых признаков по сообществу (CWM). Для расчета CWM в R предусмотрен пакет FD (Functional Diversity). Он содержит основную функцию dbFD, которая предназначена для расчета CWM и многомерных индексов функционального разнообразия на основе видовых признаков. Функция dbFD выполняет ряд преобразований данных, размещенных в наших таблицах видовых признаков и обилий видов. Вспомогательная функция gowdis вычисляет индекс различий Гауэра для видовых признаков. Она работает с различными типами данных, которые характеризуют видовые признаки: количественные дискретные (длина в см, масса в г и др.), порядковые (принадлежность к одной из нескольких групп; например, брахиптерный, макроптерный или диморфный вид), номинальные или бинарные (отсутствие или наличие признака) и допускает наличие пропущенных значений (NA). Функция gowdis вызывается по умолчанию основной функцией dbFD. Также по умолчанию dbFD использует анализ главных координат (PCoA) для формирования осей PCoA. Для корректной работы функции необходимо подготовить две основные таблицы (см рис. 2а и 2б). Названия видов в обеих таблицах должны строго совпадать. Обратите внимание, что в наших данных каждый видовой признак состоит из нескольких уровней. Например, признаку длина тела соответствуют уровни – мелкий, средний, относительно крупный и крупный. Соответственно, мы создаем для каждого уровня отдельный столбец. Если данный вид принадлежит к одной из категорий, обозначаем его как 1. Во всех остальных ячейках, соответствующих виду ставим 0. Хотя в большинстве случаев каждый вид относится только к одной группе, бывает так, что видовой признак можно отнести к двум уровням. Тогда вводится фиктивная переменная с нечетким кодированием и каждому признаку присваивается значение 0,5. В нашем случае категориальные переменные переводятся в бинарные и признак кодируется как 1 и 0. В связи с этим мы использовали dummy dataset (dummy\$trait) или фиктивный набор данных, который имитирует структуру и свойства реальной информации. Если имеется

признак, соответствующий количественной дискретной переменной, например масса в граммах, то данные логарифмируют или подвергают z-трансформации.

Расчет средневзвешенных значений видовых признаков. Перед вычислением CWM обязательно следует проверить таблицы на наличие ошибок ввода и пропущенные значения. Таблицы видовых признаков (Traits_W.csv) и видов, их обилия (Abund.csv) в формате .csv загружаем в RStudio, указав их расположение на жестком диске (в данном примере – C:\Users\Data). С помощью view() убеждаемся, что они загружены правильно. Для расчета взвешенного среднего используем пакет FD, а для построения графиков – sciplot, reshape2 и PMCMRplus. Программный код для вычисления CWM выглядит следующим образом:

```
traits <- read.csv("C:\Users\Data\Traits_W.csv", header = T, sep = ";", row.names = 1)
abund <- read.csv("C:\Users\Data\Abund.csv", header = T, sep = ";", row.names = 1)
rownames(abund) == rownames(traits)
abund <- as.matrix(abund)
res<-functcomp(traits,t(abund),CWM.type= "all")
write.csv2(res, " C:\Users\Data\res_CWM.csv", row.names = TRUE)
```

Получаем таблицу с рассчитанными CWM (рис. 3). Дадим название этой таблице CWM_DB. Обратите внимание, что мы использовали аргумент CWM.type = «all». Он необходим для учета доли каждого признака, состоящего из нескольких категорий. Например, мы оцениваем способность вида к полету по его принадлежности к одной из 3 категорий (брахицерный, макроцерный или диморфный).

	ClassRazm	ClassRazm	ClassRazm	ClassRazm	WingsMor	WingsMor	WingsMor	Zimovka_I	Zimovka_I	Zimovka_L	Diet_Omn	Diet_Phyt	Diet_Zoop	Biot_Evry	Biot_Les	Biot_Otkr	Biot_Wet	Xeroph_Hy	Xeroph_M	Xeroph_Xe
SosnMsh	0.296296	0.648148	0	0.055556	0.462963	0.037037	0.5	0.666667	0.074074	0.259259	0.111111	0.092593	0.796296	0.314815	0.518519	0.166667	0	0	0.907407	0.092593
SosnMsh1	0.211268	0.521127	0.028169	0.239437	0.507042	0.098592	0.394366	0.676056	0.070423	0.253521	0.126761	0.070423	0.802817	0.28169	0.619718	0.098592	0	0	0.929577	0.070423
SosnMsh2	0.175926	0.62037	0.083333	0.12037	0.527778	0.055556	0.416667	0.703704	0.092593	0.203704	0.074074	0.064815	0.861111	0.324074	0.611111	0.064815	0	0.009259	0.944444	0.046296
SosnMsh3	0.074074	0.685185	0.092593	0.148148	0.518519	0.064815	0.416667	0.5	0.12037	0.37963	0.074074	0.064815	0.861111	0.407407	0.546296	0.046296	0	0	0.962963	0.037037
SosnMsh4	0.163265	0.642857	0.071429	0.122449	0.489796	0.05102	0.459184	0.489796	0.122449	0.387755	0.071429	0.040816	0.887755	0.367347	0.520408	0.112245	0	0.010204	0.938776	0.05102
SosnMsh5	0.123077	0.684615	0.015385	0.176923	0.476923	0.069231	0.453846	0.407692	0.046154	0.546154	0.053846	0.023077	0.923077	0.461538	0.5	0.038462	0	0.007692	0.969231	0.023077
SosnMsh6	0.147059	0.578431	0.088235	0.186275	0.509804	0.04902	0.441176	0.490196	0.147059	0.362745	0.117647	0.04902	0.833333	0.382353	0.568627	0.04902	0	0.009804	0.95098	0.039216
SosnMsh7	0.128571	0.707143	0.05	0.114286	0.321429	0.107143	0.571429	0.314286	0.05	0.635714	0.035714	0.021429	0.942857	0.621429	0.342857	0.035714	0	0.014286	0.928571	0.057143
SosnMsh8	0.242105	0.494737	0.063158	0.2	0.326316	0.210526	0.463158	0.463158	0.094737	0.442105	0.094737	0.042105	0.863158	0.421053	0.505263	0.052632	0.021053	0.021053	0.873684	0.105263
SosnMsh9	0.232877	0.452055	0.041096	0.273973	0.561644	0.09589	0.342466	0.616438	0.041096	0.342466	0.109589	0.068493	0.821918	0.178082	0.767123	0.054795	0	0	0.958904	0.041096
SosnCher	0.157895	0.385965	0.017544	0.438596	0.789474	0.017544	0.192982	0.368421	0	0.631579	0.017544	0	0.982456	0.052632	0.929825	0.017544	0	0.017544	0.982456	0
SosnCher1	0.078125	0.46875	0.046875	0.40625	0.734375	0.109375	0.15625	0.375	0	0.625	0.046875	0.03125	0.921875	0.15625	0.84375	0	0	0.046875	0.890625	0.0625
SosnCher2	0.094595	0.418919	0.013514	0.472973	0.716216	0.081081	0.202703	0.256757	0.013514	0.72973	0.013514	0.027027	0.959459	0.148649	0.837838	0.013514	0	0	0.932432	0.067568
SosnCher3	0.088235	0.588235	0.029412	0.294118	0.779412	0.058824	0.161765	0.279412	0.029412	0.691176	0.058824	0	0.941176	0.147059	0.838235	0.014706	0	0.029412	0.941176	0.029412
SosnCher4	0.170732	0.341463	0.012195	0.47561	0.621951	0.121951	0.256098	0.353659	0.04878	0.597561	0.036585	0.02439	0.939024	0.207317	0.780488	0.012195	0	0.012195	0.902439	0.085366
SosnCher5	0.175676	0.297297	0.040541	0.486486	0.554054	0.256757	0.189189	0.310811	0.013514	0.675676	0.040541	0	0.959459	0.27027	0.716216	0.013514	0	0.027027	0.824324	0.148649

Рис. 3. Фрагмент таблицы с CWM видовых признаков (скриншот RStudio)

Fig. 3. Fragment of a table with CWM of species traits (screenshot RStudio)

Далее мы можем построить диаграммы размаха для визуализации различий каждого признака в различных типах леса, а также установить значимость различий с применением дисперсионного анализа (one-way ANOVA и тест Краскела – Уоллиса).

Для экономии места приведем пример кода для построения диаграмм размаха только по признаку – длина тела имаго. В самом начале создадим отдельный датафрейм B1_body.size_long для того, чтобы извлечь данные из сводной таблицы CWM_DB с рассчитанными значениями CWM. Возьмем видовой признак размер тела имаго. В строке кода в квадратных скобках укажем номера строк, соответствующих определенному биотопу и номера столбцов, соответствующих переменной размера тела и

```
B1_body.size_long <- melt(CWM_DB[1:10,1:4], variable.name = "Group", value.name = "Value")
```

```
B1_bar <- bargraph.CI(x.factor = B1_body.size_long$Group, response = B1_body.size_long$Value, names.arg = short.names_size.class, col = Colors_B1, border = Colors_B1, ylim = c(0, 1.1), yaxt = "n", cex.names = 1.4, cex.lab = 1.4, ylab = expression(bold("Сосняк мшистый")), xlab = NA, main = expression(bold("Размерный класс")))
```

```
axis(2, at = seq(0, 1, by = 0.5), cex.axis = 1.4)
```

```
box()
```

```
xs<-as.numeric(B1_bar$xvals)
```

```
upper <- as.numeric(B1_bar$CI[2, 1, ])
```

```
text(x = xs, y = upper, cex = 1.4, pos = 3, labels = size.class.B1labels)
```

Теперь мы можем проанализировать распределение видовых признаков в разных местообитаниях. Например, можно констатировать, что в сосняке черничном возрастает представительство видов с крупными размерами и снижается обилие видов со средними размерами имаго. Везде преобладают брахицерные жужелицы, но в сосняке мшистом наиболее высокое значение CWM макроцерных видов и т. д. (рис. 4).

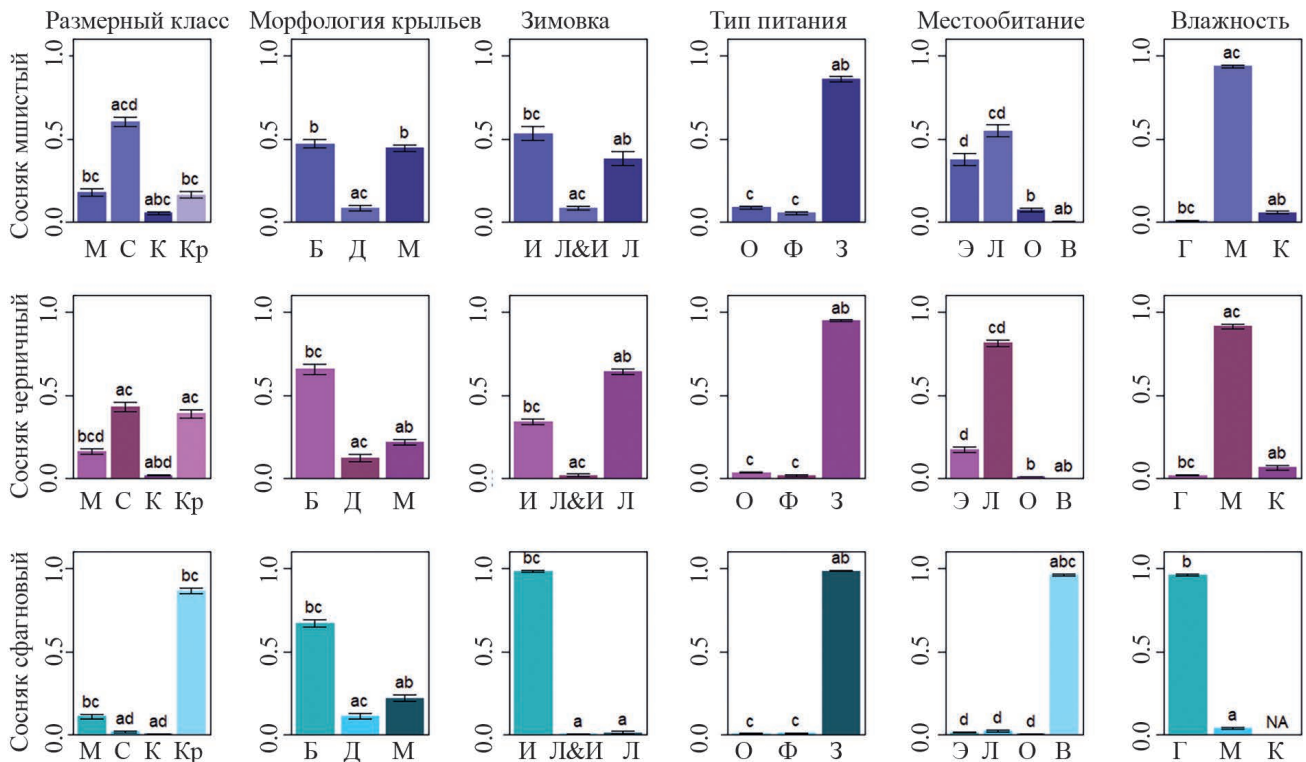


Рис. 4. Различия в средневзвешенных значениях признаков видов в ассамблеях жуков. Различные буквы указывают на статистически значимые различия между средними значениями в каждой категории признаков ($p < 0,05$) (сокращения названий признаков см. в табл. 1)

Fig. 4. Differences in community weighted mean values of species traits in ground beetle assemblages. Different letters indicate statistically significant differences among means within each trait category ($p < 0.05$) (for abbreviations of the trait types, see table 1)

Расчет индексов функционального разнообразия. Для расчета индексов (FRic, Feve, Fdis, Fdiv и RaoQ) используем пакет FD, а для построения графиков – sciplot, reshape2 и PMCMRplus. Таблицу со значениями видовых признаков преобразуем в матрицу расстояний (используем расстояние Гауэра). Обилия видов логарифмируем для снижения значимости видов с наиболее высокой численностью. Так как у нас есть нулевые значения, а логарифм $1 = 0$, преобразование выполним как $\log(\text{abund}+1)$. После вычисления индексов построим корреляционную матрицу для выявления индексов коррелирующих между собой и последующего исключения их из анализа. Обратите внимание, что для данных расчетов таблицу обилия видов необходимо транспонировать (используем команду t). Программный код для вычисления индексов выглядит следующим образом:

```
dist_matrix_1 <- gowdis(traits)
fd_results <- dbFD(x = dist_matrix_1, a = t(log(abund+1)), message = F, calc.CWM = F, stand.Fric = T)
important.indices <- cbind(fd_results$nb, fd_results$Fric, fd_results$Feve, fd_results$Fdiv, fd_results$Fdis, fd_results$RaoQ)
colnames(important.indices) <- c("NumbSpecies", "Fric", "Feve", "Fdiv", "Fdis", "Rao")
write.csv2(important.indices, "C:\\Users\\Data\\res_FD.csv", row.names = TRUE)
```

Получаем таблицу со значениями индексов функционального разнообразия (рис. 5).

	FRic	FEve	FDiv	FDis	Rao
SosnMsh	0.389874	0.817979	0.867763	0.383831	0.162243
SosnMsh1	0.544089	0.776087	0.854753	0.384369	0.155276
SosnMsh2	0.593829	0.766101	0.822886	0.381725	0.154686
SosnMsh3	0.580103	0.743086	0.807387	0.381859	0.15525
SosnMsh4	0.622851	0.738414	0.829408	0.393553	0.16671
SosnMsh5	0.620537	0.771265	0.81793	0.360638	0.14051

Рис. 5. Фрагмент таблицы значений индексов функционального разнообразия (скриншот RStudio)

Fig. 5. Fragment of the table of values of functional diversity indices (screenshot RStudio)

Далее построим корреляционную матрицу для выявления корреляций между индексами (рис. 6).
Pairs(important.indices, pch = 20)

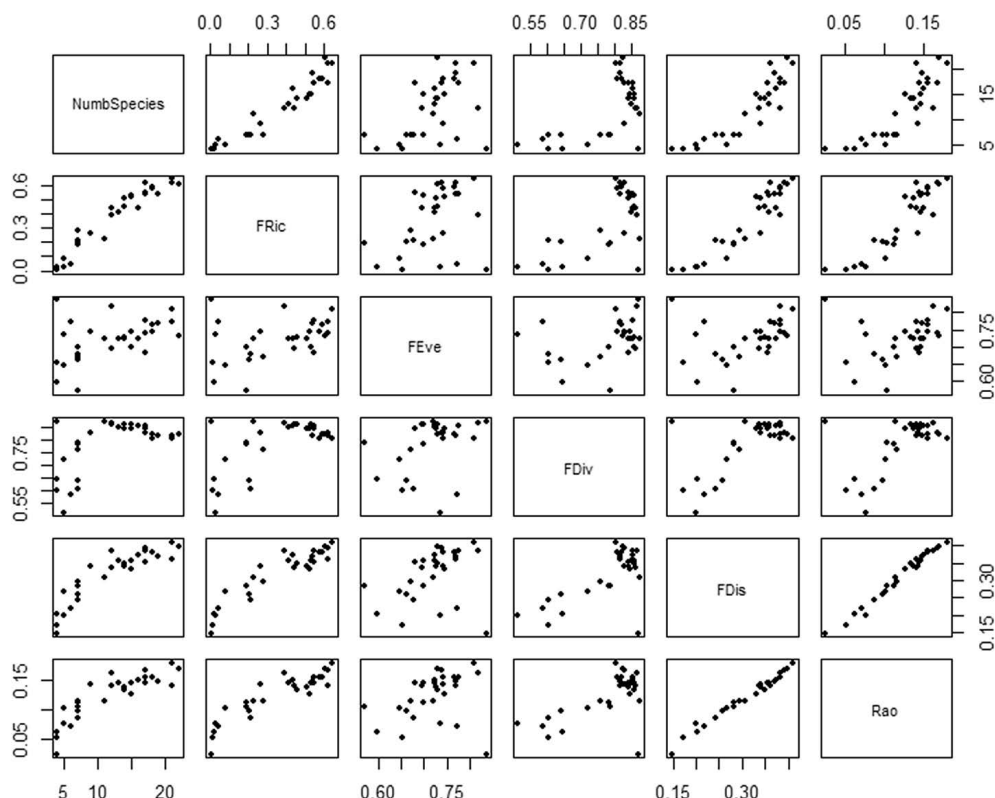


Рис. 6. Корреляционная матрица индексов функционального разнообразия

Fig. 6. Correlation matrix of functional diversity indices

Матрица корреляций показывает, что *FRic* положительно коррелирует с количеством видов, как и ожидалось, а *Fdis* и *Rao* дают очень похожие результаты. Поэтому *Fdis* исключаем из анализа. В большинстве исследований для характеристики функциональной дивергенции используют один из индексов. Чаще всего это – индекс квадратичной энтропии *Rao*. Для визуализации различий индексов в разных биотопах построим диаграммы размаха.

```

Fric <- FD_DB[1:10, 1, drop = F] # выбираем номера строк первого биотопа и указываем номер столбца,
из которого нужно взять данные
Fric$SosnCher <- FD_DB[11:20, 1] # аналогично делаем для второго и третьего биотопа
Fric$SosnSphag <- FD_DB[21:30, 1]
colnames(Fric) <- c("CM", "CЧ", "CC")
rownames(Fric) <- NULL
boxplot(as.matrix(Fric), xlab = expression(bold("Местообитания")),
        ylab = expression(bold("Функциональное богатство (Fric)")), col = hab_col, border = hab_col_wiskers)
#не забываем представить полученный датафрейм в виде матрицы с помощью команды as.matrix
    
```

Таким способом мы построили диаграмму размаха для индекса *FRic*. Для построения диаграмм для каждого индекса алгоритм остается прежним.

Диаграммы размаха (рис. 7) демонстрируют, что сосняки мшистые отличаются наиболее высокими показателями функционального богатства, выравненности и дивергенции по показателю квадратичной энтропии *Rao*.

Исследования взаимосвязей между функциональными признаками и факторами окружающей среды. Для исследования взаимосвязей между функциональными признаками и переменными окружающей среды используем комбинацию методов RLQ и четвертого угла (Fourth-Corner). Анализ RLQ выполняли с использованием 3 таблиц: «R» (переменные окружающей среды), «Q» (функциональные признаки) и «L» (обилие видов). Отсюда название метода RLQ. Для данного анализа в R разработан пакет *ade4* [23].

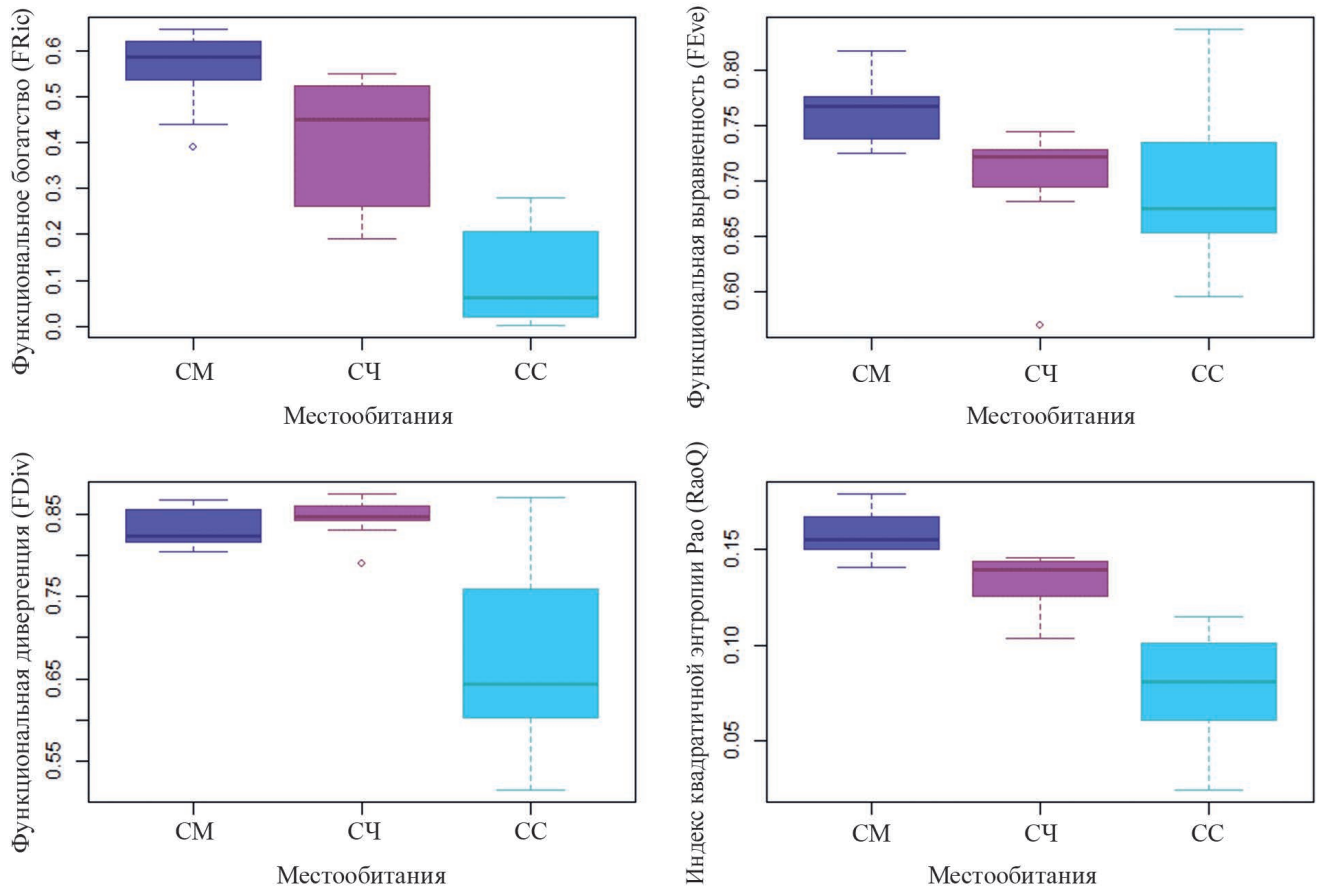


Рис. 7. Значения индексов функционального разнообразия в трех местообитаниях

Fig. 7. Values of functional diversity indices in three habitats

Предварительным этапом анализа RLQ является проведение отдельного анализа каждой таблицы. К таблице обилия видов применяется анализ соответствий (ординация CA) (функция `dudi.coa`). Для данных о видовых признаках используем функцию `dudi.hillsmith`, так как все переменные не являются количественными. В противном случае для таблиц с количественными переменными обычно применяют анализ главных компонент (функция `dudi.pca`). Таблица переменных среды содержит как количественные, так и категориальные переменные. В этом случае также используется функция `dudi.hillsmith`, позволяющая учитывать сочетание различных типов переменных.

```
L_matrix <- dudi.coa(abund, scannf = FALSE)
R_matrix <- dudi.hillsmith(env, row.w = L_matrix$lw, scannf = FALSE)
Q_matrix <- dudi.hillsmith(traits, row.w = L_matrix$sw, scannf = FALSE)
```

Таким способом мы получили на основе наших исходных таблиц три новых базы данных, которые будем использовать в дальнейшем анализе. Код для выполнения собственно анализа RLQ выглядит следующим образом:

```
rlq <- rlq(R_matrix, L_matrix, Q_matrix, scannf = FALSE)
summary(rlq)
```

Получаем результаты анализа RLQ

Projected inertia (%):

Ax1 Ax2 Ax3 Ax4 Ax5

95.543969 4.424505 0.015277 0.011512 0.003605

Eigenvalues decomposition:

Eig covar sdR sdQ corr

1 13.9914141 3.7405099 1.911287 2.139210 0.9148534

2 0.6479225 0.8049363 1.369884 1.615538 0.3637143

Inertia & coinertia R (R_matrix):

```
Inertia max ratio
1 3.653019 3.710072 0.9846221
12 5.529602 5.531854 0.9995928
Inertia & coinertia Q (Q_matrix):
Inertia max ratio
1 4.576218 4.652629 0.9835768
12 7.186182 8.433556 0.8520940
Correlation L (L_matrix):
Corr max ratio
1 0.9148534 0.9754438 0.9378842
2 0.3637143 0.5619825 0.6471986
```

Прогнозируемая инерция (projected inertia) – это величина коинерции, объясняемая ординацией анализа за RLQ, который присваивает баллы видам, биотопам, видовым признакам и переменным окружающей среды вдоль ортогональных осей и дает графическое представление их соотношений. Первая ось RLQ 1 объясняет 95,54 % ковариации. Следовательно, логично интерпретировать только баллы первой оси (но аналогичную визуализацию можно провести и для последующих осей).

Далее выполним ординацию по трем таблицам измеренных факторов среды и видовых признаков. Анализ RLQ использует коэффициенты (\$c1) для получения линейной комбинации признаков (оценки видов \$lQ) и коэффициенты (\$l1) для получения линейной комбинации переменных окружающей среды (оценки участков \$lR).

```
s.arrow(rlq$l1)
s.arrow(rlq$c1)
s.label(rlq$c1, boxes = FALSE)
```

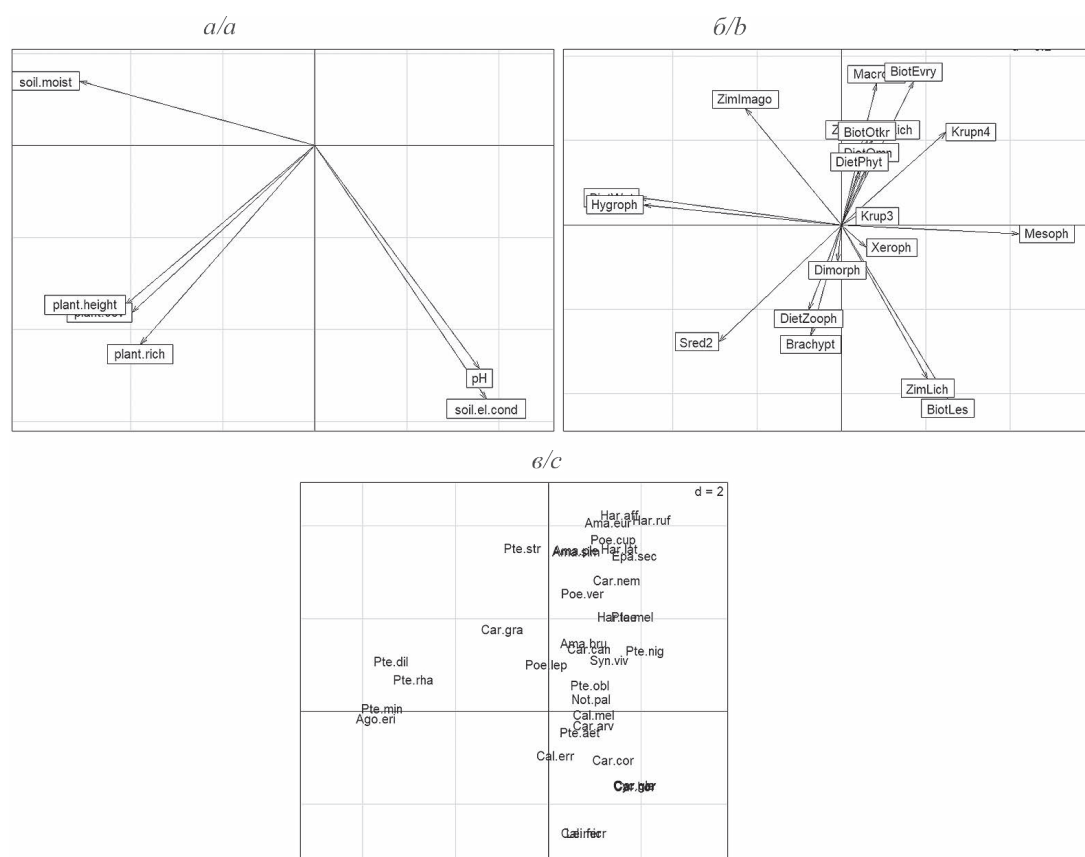


Рис. 8. Диаграммы RLQ-ординации: а) переменные среды, б) видовые признаки, в) обилие видов

Fig. 8. RLQ-ordination diagrams: a) environmental variables, b) species traits, c) species abundances

В нашем примере взаимосвязи между видовыми признаками и переменными окружающей среды можно суммировать с помощью первых двух осей RLQ (95,54 % и 4,42 % кросс-ковариации между признаками и факторами среды для осей 1 и 2 соответственно). Левая (отрицательная) часть первой оси RLQ

идентифицирует виды (*Pterostichus diligens*, *P. rhaeticus*, *P. minor*, *Agonum ericeti*, рис. 8в), гигрофильные, средних размеров, зимующие на стадии имаго, приуроченные к заболоченным местообитаниям (рис. 8б). Эти виды встречались в условиях повышенной влажности, при возрастании видового богатства растений, их проективного покрытия и высоты (рис. 8а). Правая часть оси выделяет мезофильные виды, приуроченные к лесам, зимующие на стадии личинки. Они ассоциированы с повышением pH и концентрации солей в почве. В их числе *Cychris caraboides*, *Carabus coriaceus*, *Calathus micropterus*, *C. erratus* и др. Вторая ось RLQ очертила круг эвритопных видов, способных к полету, которые не являются специализированными обитателями лесов и в наибольшей степени могут быть мигрантными. Среди них макроптерные виды родов *Amara* и *Harpalus*, а также эврибионт открытых пространств *Poecilus cupreus*.

Далее сделаем анализ четвертого угла. Сначала мы провели многомерный тест для оценки общей значимости взаимосвязей между видовыми признаками и измеренными факторами среды. Он базируется на двух моделях, которые позволяют избежать статистические ошибки I и II рода, и представлены как модель 2 и модель 4. Модели оценивают, влияет ли окружающая среда на распределение видов с фиксированными видовыми признаками (модель 2), и влияют ли видовые признаки на состав видовых ассамблей в биотопах (или в выборках, полученных в исследуемых местообитаниях) с данными факторами среды (модель 4). Для получения тестов без статистических ошибок применяется множественная пермутация: в модели 2 осуществляется перестановка выборок, то есть строк, тогда как в модели 4 – перестановка видов, то есть столбцов. Количество пермутаций можно указать в коде. Используемый код выглядит следующим образом:

```
randtest(rlq, modeltype = 6, nrepet = 9999)# мы использовали 9999 перестановок, так как большее количество будет замедлять работу
```

Результаты выглядят следующим образом

```
Test Obs Std.Obs Alter Pvalue
1 Model 2 14.64395 17.818370 greater 0.0001
2 Model 4 14.64395 2.922085 greater 0.0057
```

Так как для двух моделей $p < 0,05$, измеренные факторы среды значимо влияли на распределение видовых признаков в трех исследованных типах леса (модель 2: 0.0001; модель 4: $p = 0.0057$). Далее выполняем собственно анализ четвертого угла. В программном коде используем тип статистики «D2». Данный тип применяется при сочетании переменных различных типов и является универсальным.

```
fort_1 <- fourthcorner(env, abund, traits, modeltype = 6, p.adjust.method.G = "none", p.adjust.method.D = "none", nrepet = 9999)
fort_adj <- p.adjust.4thcorner (fort_1, p.adjust.method.G = "fdr", p.adjust.method.D = "fdr") # корректируем значение p-уровня с помощью функции p.adjust.4thcorner
plot(fort_adj, alpha = 0.05, type = "table", stat = "D2")
```

Получаем диаграмму, которая демонстрирует значимые связи между видовыми признаками и факторами среды. Синие ячейки соответствуют отрицательным зависимостям, а красные – положительным. Далее получаем таблицу корреляций между первыми двумя осями RLQ для градиентов окружающей среды ($A \times R1/A \times R2$) и признаками видов, корреляционную таблицу между первыми двумя осями RLQ для видовых признаков ($A \times Q1$ и $A \times Q2$) и переменными окружающей среды. Программный код выглядит следующим образом:

```
fortAxR<- fourthcorner.rlq(rlq, modeltype = 6, typetest = "Q.axes", nrepet = 9999,
p.adjust.method.G = "fdr", p.adjust.method.D = "fdr")
print(fortAxR, stat = «D2»)#используем для просмотра таблиц числовых результатов
fortAxQ<- fourthcorner.rlq(rlq, modeltype = 6, typetest = "R.axes", nrepet = 9999,
p.adjust.method.G = "fdr", p.adjust.method.D = "fdr")
print(fortAxQ, stat = «D2»)#используем для просмотра таблиц числовых результатов
plot(fortAxR, alpha = 0.05, type = "table", stat = "D2")#
plot(fortAxQ, alpha = 0.05, type = "table", stat = "D2")
```

Анализ четвертого угла продемонстрировал, что градиенты окружающей среды на уровне фитоценологических показателей (проективное покрытие, видовое богатство и высота растений) и влажности почвы отрицательно связаны с первой «осью признаков» ($A \times Q1$) (рис. 9в), и эта ось связана с адаптацией видов к режиму влажности (рис. 9б). Напротив, две переменные среды на уровне показателей почвы (pH и концентрация солей) положительно связаны с этой осью (рис. 9в). Вторая ось ($A \times R2$) не продемонстрировала значимых зависимостей. Корреляции видовых признаков с определенными факторами среды продемонстрированы на рис 9а. Таким образом, графические представления результатов анализа RLQ

дают понятие о многомерной структуре взаимосвязи видовых признаков и факторов среды, которые дополняют результаты анализа четвертого угла, базирующиеся на парных корреляциях видовых признаков и факторов среды.

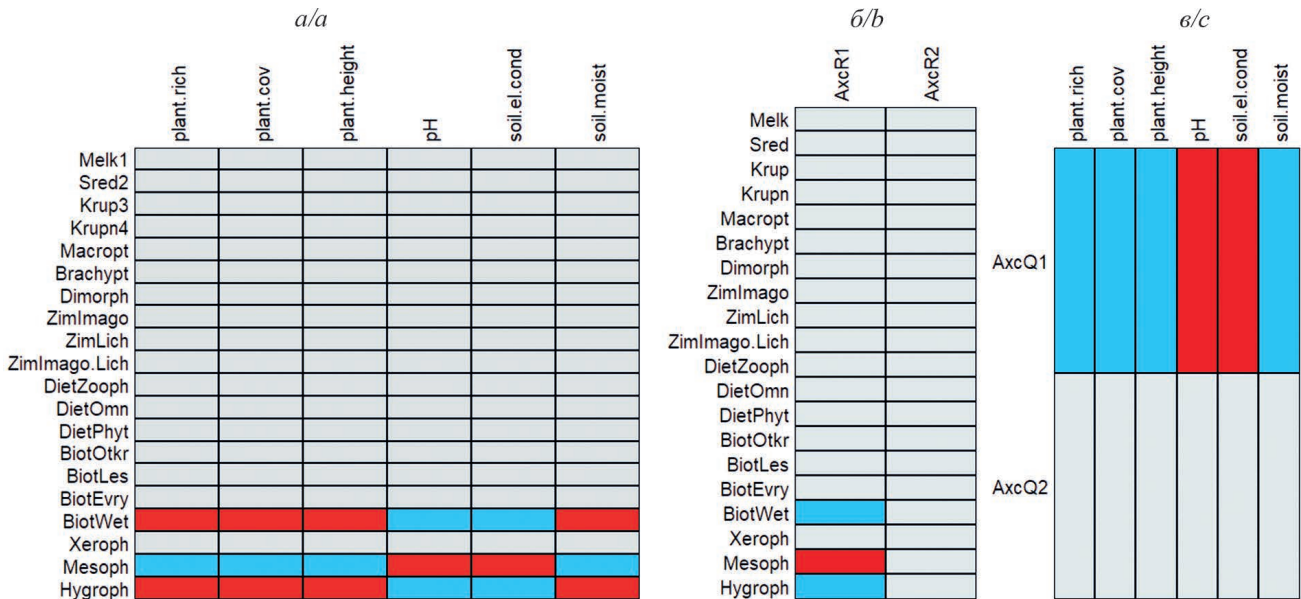


Рис. 9. Результаты комбинированного подхода, сочетающего анализ «четвертого угла» и анализ RLQ: *a* – корреляционная таблица бивариантных взаимосвязей между каждым признаком и каждой переменной окружающей среды; *b* – таблица корреляций между первыми двумя осями RLQ для градиентов окружающей среды (AxcR1/AxcR2) и признаками видов; *c* – корреляционная таблица между первыми двумя осями RLQ для видовых признаков (AxcQ1 и AxcQ2) и переменными окружающей среды

Fig. 9. Results of the approach combining the fourth corner analysis and the RLQ analysis:

a – correlation table of the bivariate relationships between each trait and each environmental variable;

b – correlation table between the first two RLQ axes for environmental gradients (AxcR1/AxcR2) and species traits;

c – correlation table between the first two RLQ axes for species traits (AxcQ1 and AxcQ2) and environmental variables

Заклучение

В наши дни R является общепризнанным стандартом в научных публикациях в мире и мощным инструментом анализа данных. Однако у биологов возникает проблема с написанием программного кода. Несмотря на то что в последнее время появилось много литературы на русском языке по R, отдельные вопросы требуют более детального рассмотрения. В частности, методика оценки функционального разнообразия. За последнее десятилетие интерес к функциональной экологии значительно возрос во всем мире. Разработан целый ряд индексов и методов многомерного анализа для исследований функционального разнообразия, которые в основном базируются на пакетах статистической среды R. Предложенный программный код и последовательность этапов оценки функционального разнообразия будут полезны для широкого круга исследователей экологии сообществ насекомых и биоразнообразия.

Библиографические ссылки / References

1. Keddy PA. A pragmatic approach to functional ecology. *Functional Ecology*. 1992; 6:621–626. DOI:10.2307/2389969
2. Magurran AE, McGill BJ. Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment. Oxford: Oxford University Press; 2011. 345 p.
3. McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*. 2006;21:178–185. DOI: 10.1016/j.tree.2006.02.002
4. Fukami T, Bezemer TM, Mortimer SR, van der Putten WH. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. *Ecology Letters*. 2005;8:1283–1290. DOI:10.1111/j.1461-0248.2005.00829.x
5. Cadotte MW, Carscadden K, Mirotchnick N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*. 2011;48(5):1079–1087. DOI:10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x
6. Lepš J, de Bello F, Lavorel S, Berman S. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia*. 2006;78:481–501.
7. Hevia V, Martín-López B, Palomo S, García-Llorente M, deBello F, González JA. Trait-based approaches to analyze links between the drivers of change and ecosystem services: synthesizing existing evidence and future challenges. *Ecology and Evolution*. 2017;7:831–844. DOI: 10.1002/ece3.2692

8. Loreau M, de Mazancourt C. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters*. 2013;16:106–115. DOI:10.1111/ele.12073
9. Díaz S, Cabido M. Vival difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*. 2001;16:646–655. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2
10. Wong MKL, Guénard B, Lewis OT. Trait-based ecology of terrestrial arthropods. *Biological Reviews*. 2019;94(3):999–1022. DOI: 10.1111/brv.12488
11. Elek Z, Růžicková J, Ódor P. Functional plasticity of carabids can presume better the changes in community composition than taxon-based descriptors. *Ecological Applications*. 2022;32:e02460. DOI: 10.1002/eap.2460
12. Nolte D, Boutaud E, Kotze DJ, Schuldt A, Assmann T. Habitat specialization, distribution range size and body size drive extinction risk in carabid beetles. *Biodiversity and Conservation*. 2019;28:1267–1283. DOI: 10.1007/s10531-019-01724-9
13. deBello F, Carmona CP, Dias ATC, et al. Handbook of Trait-Based Ecology: From Theory to R Tools. Cambridge: Cambridge University Press; 2021. 308 p. DOI: 10.1017/9781108628426
14. Mammola S, Carmona CP, Guillaume T, Cardoso P. Concepts and applications in functional diversity. *Functional Ecology*. 2021;35:1869–1885. DOI: 10.1111/1365-2435.13882
15. Schleuter D, Daufresne M, Massol F, Argillier C. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*. 2010;80(3):469–484. DOI: 10.1890/08-2225.1
16. Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*. 2005;111:112–118. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
17. Laliberté E, Legendre P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*. 2010;91:299–305. DOI: 10.1890/08-2244.1
18. Freude H, Harde K, Lohse GA. Die Käfer Mitteleuropas. Band 2. Adephaga 1. Carabidae (Laufkäfer). Heidelberg-Berlin: Spektrum-Verlag; 2004. 521 S. (German).
19. Lindroth CH. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica. Volume 15(1). Copenhagen: E. J. Brill Scandinavian Science Press Ltd; 1985. 225 p.
20. Lindroth CH. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica. Volume 15(2). Copenhagen: E. J. Brill Scandinavian Science Press Ltd; 1986. 271 p.
21. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2021.
22. Laliberté E, Legendre P, Shipley B. FD: Measuring Functional Diversity from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. R package version 1.0–12. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2026.
23. Dray S, Dufour AB, Chessel D. The ade4 package II: two-table and K-table methods. *R News*. 2007;7(2):47–52.

Статья поступила в редколлегию 06.03.2026.
Received by editorial board 06.03.2026.

УДК 574.522

ЛИМИТИРОВАНИЕ РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ОЗ. БАТОРИНО БИОГЕННЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ: ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ

Ю. Н. ХОТЯНОВИЧ¹⁾

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

Биогенные элементы (фосфор, азот, кремний) – один из наиважнейших факторов, отслеживающих развитие фитопланктона. Истощение названных элементов может ограничивать рост фитопланктона, что является одним из наиболее эффективных способов контроля «цветения» водоемов. Это явление повсеместно вызывается такой антропогенной деятельностью, как сброс сточных вод, использование большого количества сельскохозяйственных удобрений и т. д. Исследование проведено в июне 2025 г. При эксперименте в воду с поверхностного горизонта оз. Баторино были добавлены основные биогенные элементы в различных соотношениях, далее на протяжении 25 суток фиксировали изменения биомассы фитопланктона, определяемой по концентрации хлорофилла-а. На вторые сутки исследования зафиксирована отрицательная или околонулевая удельная скорость роста, что, возможно, связано с наличием «буферного» периода адаптации фитопланктонного сообщества, возникшего при резком (хотя и благоприятном) изменении условий. В это же время возросла доля сине-зеленых водорослей за счет снижения биомассы диатомовых, криптофитовых и зеленых водорослей. Статистически значимый ($p < 0,05$) прирост биомассы зафиксирован при добавлении всех изучаемых биогенных элементов в повышенных концентрациях ($\times 5$ и выше от контроля), при этом введение фосфора или кремния не вызывало значительных изменений в сравнении с контрольным вариантом, однако добавление азота показало меньший прирост биомассы в сравнении с контролем. Однако к концу исследования во всех микрокосмах преобладали представители зеленых водорослей, в то время как в исходной воде преобладали диатомовые совместно с сине-зелеными.

Ключевые слова: биогенное лимитирование; развитие фитопланктона; цветение водоемов; колимитирование.

Благодарность. Финансовая часть исследований осуществлялась в рамках грантов БРФФИ и Министерства образования Беларуси (ГПНИ ГР 20212317 и № Б25-112).

FNUTRIENT LIMITATION OF PHYTOPLANKTON GROWTH IN LAKE BATORINO: EXPERIMENTAL RESEARCH

Yu. N. KHATSIANOVICH^a

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

Nutrients like phosphorus, nitrogen, silicon are one of the most important factors controlling phytoplankton growth and proliferation. The depletion of these elements will limit the growth of phytoplankton, which is one of the most effective ways to control the phytoplankton blooms. This effect is caused everywhere by anthropogenic activities, such as wastewater discharge, the use of large amounts of agricultural fertilizers, etc. The study was conducted in June 2025.

Образец цитирования:

Хотянович ЮН. Лимитирование развития фитопланктона оз. Баторино биогенными элементами: экспериментальное исследование. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:20–30.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-20-30>

For citation:

Khatsianovich YuN. Nutrient limitation of phytoplankton growth in lake Batorino: experimental research. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:20–30. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-20-30>

Автор:

Юлианна Николаевна Хотянович – младший научный сотрудник научно-исследовательской лаборатории гидроэкологии.

Author:

Yulyana N. Khatsianovich, junior researcher at the research laboratory of aquatic ecology.
yulexotuan@gmail.com

In the experiment, into the water from the surface horizon of the lake Batorino the main nutrients were added in various ratios. Then, over the course of 25 days, chlorophyll-a indicators were recorded, reflecting the increase in phytoplankton biomass. On the second day of the research, a negative or near-zero growth rate was recorded, which is probably due to the presence of a «buffer» adaptation period of the phytoplankton community. This period appears probably with a rapid (albeit conducive) change in conditions. At the same time, the proportion of blue-green algae increased due to a decrease in the biomass of the diatoms, cryptophyte and green algae. The study showed the significant ($p < 0,05$) increase in biomass (according to chlorophyll-a) was recorded when all studied nutrients (phosphorus, nitrogen, silicon) were added in maximum concentration, while the only phosphorus or silicon addition didn't cause significant changes in comparison with the control. The only nitrogen addition causes a lower increase in biomass compared to the control. At the same time, by the end of the study, representatives of the green algae predominate in all microcosms, while diatoms along with blue-green algae predominated in the source water.

Keywords: nutrient limitation; phytoplankton growth; aquatic bloom; co-limitation.

Acknowledgments. The work was carried out within the framework of the grant of the BRFFR and supported by Ministry of Education of the Republic of Belarus (SPNI 20212317 and № B25-112).

Введение

Биогенные элементы (фосфор (P), азот (N) и кремний (Si)) – важные вещества, контролирующие рост и размножение фитопланктона в водных экосистемах. Истощение названных элементов может ограничивать развитие фитопланктона, а также это один из наиболее эффективных способов контроля «цветения» водоемов [1; 2]. В гидробиологическом сообществе долгое время было принято, что главным фактором, лимитирующим развитие фитопланктона в пресноводных акваториях, является фосфор, и для того чтобы остановить процесс эвтрофирования водоема, необходимо уменьшать поступление этого элемента в водоем [3; 4]. Но со временем традиционно принятый контроль поступления только фосфора привел к отсутствию контроля поступления азотных соединений из водосборных бассейнов, включая городские коммунальные стоки и повышенное использование удобрений в сельском хозяйстве [5]. Вторым по значимости фактором для роста фитопланктона был признан азот [3].

Для отдельных групп фитопланктона главным лимитирующим фактором может служить и кремний. Такое явление характерно диатомовым водорослям, для которых потребление кремния необходимо для построения их створок. Несмотря на то что связь клеточного цикла кремния и других биогенных элементов (азота и фосфора) кажется несущественной, процессы антропогенного эвтрофирования, выражающиеся в повышенном сбросе в водные экосистемы питательных веществ, напрямую влияют на биогеохимический цикл кремния и, соответственно, на развитие диатомовых водорослей. Существует два типа изменений биогеохимического цикла кремния, которые происходят при эвтрофировании. Первый происходит при добавлении азота и фосфора в водные системы в результате антропогенной деятельности. Поскольку кремний не добавляется в значительной степени при обогащении питательными веществами, то присутствие азота и фосфора изменит соотношение Si:N и Si:P в водах [6]. Эти трансформации сами по себе могут оказывать влияние на количественное и качественное соотношение таксономических групп фитопланктона в водной экосистеме. Ко второму типу изменения цикла кремния относится уменьшение содержания кремния в толще воды за счет модификации его биогеохимического круговорота. Увеличение количества диатомовых водорослей (в том числе и из-за повышенного содержания биогенных элементов) приводит к увеличению запасов диатомового кремния в донных отложениях, что, в свою очередь, снижает концентрацию растворенного кремния в толще воды [6].

Цель исследования: выявить, как изменение концентраций и соотношения изучаемых биогенных элементов повлияют на таксономический и количественный состав фитопланктона оз. Баторино. Исходя из поставленной цели, были определены следующие задачи исследования:

1. Определить, по какому биогенному элементу (или их совокупности) лимитируется развитие фитопланктона в оз. Баторино экспериментальным путем в виде добавления биогенных элементов в озерную воду в лабораторных условиях.
2. Определить, как влияет на качественный состав фитопланктона добавление биогенных элементов в различных соотношениях.

Материалы и методы исследования

Озеро Баторино – эвтрофный [7] водоем, входящий в Нарочанскую систему, которая состоит из трех озер (оз. Нарочь, Мясстро, Баторино), имеющих общую водосборную территорию и соединенных между собой протоками. Эта система расположена на северо-западе Беларуси и принадлежит бассейну р. Неман. Основные морфометрические показатели оз. Баторино указаны в табл. 1.

Пробы воды для исследования отбирались с глубины 0,5 м от поверхности воды в месте станции мониторинга оз. Баторино (54°50'47,016'' с. ш., 26°58'4,313'' в. д.). Отбор производился в новые, предварительно промытые озерной водой, полиэтиленовые контейнеры объемом 40 л, далее вода доставлялась в лабораторию. Отбор проводился 16 июня 2025 года.

Пробы воды тщательно перемешивали и разливали по 6 л в чистые, химически инертные полиэтиленовые прозрачные контейнеры. Всего было использовано 13 контейнеров, в каждый из которых, помимо контроля (контейнер 0), были добавлены биогенные элементы (фосфор (P); кремний (Si); азот (N)) в различных соотношениях (табл. 2). Внесение биогенных элементов производилось один раз, в начале исследования.

Таблица 1

Основные морфометрические показатели оз. Баторино [8]

Table 1

The main morphometric indicators of Lake Batorino [8]

Площадь зеркала, км ²	6,25
Глубина средняя, м	2,4
Глубина максимальная, м	5,5
Длина береговой линии, км	15
Объем воды, млн м ³	18,7
Площадь водосбора, км ²	92,5
Время полного водообмена, лет	1
Тип перемешивания	Полимиктический

Таблица 2

Соотношения добавленных биогенных элементов по отношению к концентрациям биогенных элементов в исходной воде

Table 2

Nutrients ratios in relation to nutrients concentrations in the initial water

Номер контейнера	Количество добавленных биогенных элементов
0	P×1; Si×1; N×1
1	P×2; Si×2; N×2
2	P×26; Si×5; N×4
3	P×43; Si×8; N×8
4	P×12; Si×1; N×1
5	P×13; Si×1; N×1
6	P×32; Si×1; N×1
7	P×29; Si×3; N×1
8	P×2; Si×5; N×1
9	P×2; Si× 11; N×1
10	P×1; Si×1; N×2
11	P×1; Si×1; N×5
12	P×1; Si×1; N×8

Фосфор добавляли в виде KH_2PO_4 (начальная концентрация = 0,022 мгР/л); кремний – в виде натрия метасиликата пятиводного ($\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, начальная концентрация = 0,898 мг Si/л); азот добавляли в форме калия азотнокислого (KNO_3 , начальная концентрация = 0,48 мг N/л). При этом концентрации фосфора и азота измеряли в общей форме (далее – фосфор или TP, азот или TN соответственно), а кремний – в растворенной форме (далее – кремний или DSi).

После добавления биогенных элементов, контейнеры закрывали прозрачной крышкой, через которую были пропущены трубки компрессора (Компрессор Naribo NR-841567; 5 Вт, 4 л/мин) для подачи воздуха в водную массу и исключения ее застоя [9]. Освещенность у поверхности воды во всех контейнерах составляла 4100 лк, световой день составлял 12 ч. Температура воды в эксперименте составляла 21,6 °С (начальная температура озерной воды – 16 °С, постоянного значения вода достигла на вторые сутки). Продолжительность эксперимента составила 25 суток. Концентрацию хлорофилла-а и биомассу фитопланктона по составу пигментов различных отделов водорослей определяли с помощью флуориметра *AlgaeLabAnalyser, bbe Moldaenke*. Особые паттерны флуоресценции водорослей предварительно определены во флуориметрах *bbe* для автоматического определения различных отделов водорослей без предварительной пробоподготовки. Общее содержание азота устанавливали с помощью элементного анализатора *XPRT-TOC/TNb* (Trace Elemental Instruments, Netherlands), фосфора – после минерализации нефилтрованной воды с персульфатом калия в кислой среде на водяной бане [10]. Содержание растворенного кремния выясняли методом, основанным на образовании желтого кремнемолибденового комплекса при взаимодействии аммония молибденовокислого и растворенных кремниевых соединений в кислой среде [11]. Указанные параметры определяли с интервалом в 3–5 дней.

Наличие или отсутствие лимитирования устанавливалось по изменениям показателей биомассы фитопланктона с течением времени. Увеличение биомассы по сравнению с контролем в конце эксперимента свидетельствует о наличии лимитирования по добавленным в данный контейнер биогенным элементам [12; 13].

Начальные концентрации биогенных веществ, хлорофилла-а и концентрации пигментов по отделам водорослей представлены в табл. 3.

Таблица 3

Начальное содержание биогенных элементов и хлорофилла-а в оз. Баторино

Table 3

The initial content of nutrient elements and chlorophyll-a in the lake Bathorino

Концентрация общего фосфора, мг/л	0,022
Концентрация общего азота, мг/л	0,48
Концентрация растворенного кремния, мг/д	0,898
Концентрация хлорофилла-а, мкг/л	7,03
Зеленые водоросли, мкг/л	1,26
Сине-зеленые водоросли, мкг/л	2,77
Диатомовые водоросли, мкг/л	2,58
Криптофитовые водоросли, мкг/л	0,42

Для каждого микрокосма рассчитывалась удельная скорость роста биомассы фитопланктона (по хлорофиллу-а). Удельную скорость роста (μ , сут⁻¹) рассчитывали для каждого периода между отборами проб согласно уравнению экспоненциального роста [13]:

$$\mu = \frac{\ln \left(\frac{X_2}{X_1} \right)}{T_2 - T_1},$$

где X_1 – концентрация хлорофилла-а в начальной точке периода измерения (T_1); X_2 – концентрация хлорофилла-а в конечной точке периода (T_2).

Статистическую обработку проводили с помощью компьютерных программ *Microsoft Excel 2019* и *Statistica 6.0* от *StatSoft*, а также был проведен однофакторный дисперсионный анализ Краскела – Уоллиса.

Результаты исследования и их обсуждение

Удельная скорость роста (μ) отражает прирост биомассы исследуемого фитопланктона в разных контейнерах. На вторые сутки исследования только в четырех контейнерах наблюдался положительный прирост: в микрокосмах 3, 5, 6, 7 (рис. 1). При этом максимальные значения были в контейнерах 5 ($\mu = 0,3372 \text{ сут}^{-1}$) и 7 ($\mu = 0,3072 \text{ сут}^{-1}$), а минимальное – в контейнере 9 ($\mu = -0,4159 \text{ сут}^{-1}$). На шестой день эксперимента положительный прирост наблюдался во всех микрокосмах, кроме 11 и 12 контейнера, в которые был добавлен азот, как и в контейнер 10, в котором на шестой день эксперимента наблюдался минимальный положительный прирост биомассы фитопланктона по хлорофиллу-а ($\mu = 0,0057 \text{ сут}^{-1}$). Максимальный прирост наблюдался в контейнерах 3 ($\mu = 0,6043 \text{ сут}^{-1}$), 2 ($\mu = 0,4939 \text{ сут}^{-1}$) и 1 ($\mu = 0,4198 \text{ сут}^{-1}$), то есть в тех, где были увеличены концентрации всех трех исследуемых биогенных элементов. Начиная с 11 суток удельная скорость роста снизилась во всех микрокосмах, кроме контейнера 8, где прирост на 11-й день исследования составил $\mu = 0,2509 \text{ сут}^{-1}$ (на второй день эксперимента прирост был отрицательный $\mu = -0,3017 \text{ сут}^{-1}$, а на шестой $\mu = 0,1411 \text{ сут}^{-1}$) и контейнера 4 (удельная скорость роста на шестой день $\mu = 0,1567 \text{ сут}^{-1}$, а на одиннадцатый день $\mu = 0,2027 \text{ сут}^{-1}$).

На тринадцатые сутки эксперимента концентрация хлорофилла-а держалась в микрокосмах примерно на том же уровне, что и на одиннадцатые сутки. Исключением стали контейнеры 2, 3 и 4, где концентрация хлорофилла-а выросла по сравнению с предыдущим измерением (одиннадцатые сутки) в 1,8 раза. На восемнадцатый день в большинстве контейнеров наблюдался положительный прирост биомассы, кроме контейнера 8, где концентрация хлорофилла-а упала в сравнении с предыдущим измерением в 3 раза.

На двадцать второй день исследования практически во всех микрокосмах наблюдался околонулевой прирост. Максимальное значение зафиксировано в контрольном контейнере 0 ($0,1884 \text{ сут}^{-1}$), минимальное – в контейнере 8 ($-0,1437 \text{ сут}^{-1}$). На двадцать пятые сутки исследования в основном скорости роста держались на околонулевом уровне, при этом максимальные значения зафиксированы в контейнерах 11, 4 и 10 ($0,1651 \text{ сут}^{-1}$, $0,1307 \text{ сут}^{-1}$, $0,1118 \text{ сут}^{-1}$ соответственно); минимальное – в контейнере 2 ($-0,0313 \text{ сут}^{-1}$).

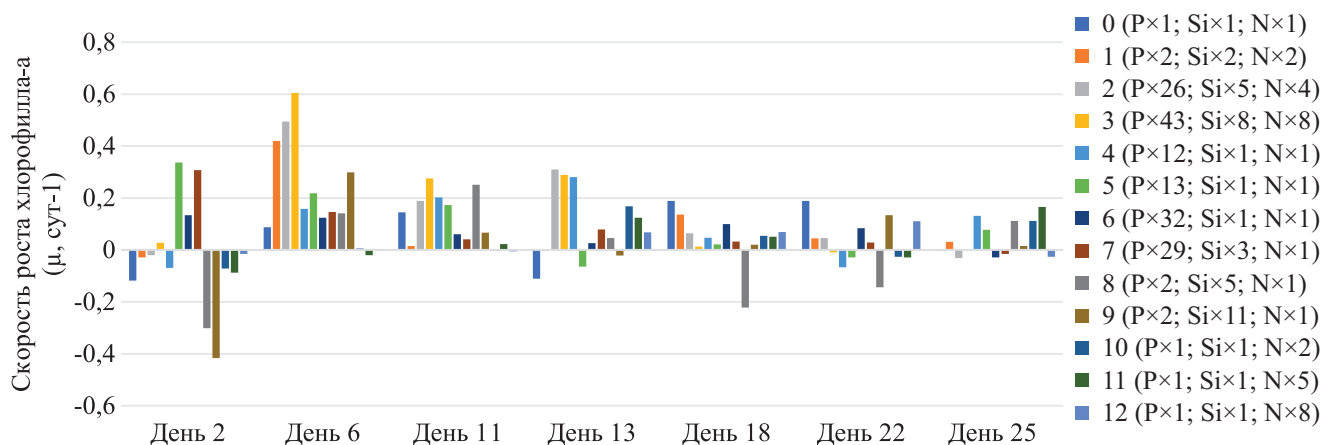


Рис. 1. Удельная скорость роста хлорофилла-а на протяжении эксперимента

Fig. 1. The growth rate of chlorophyll-a throughout the experiment

Начальная концентрация хлорофилла-а в воде составляла $7,03 \pm 0,020 \text{ мкг/л}$ (табл. 3). Спустя 25 дней в лабораторных условиях (предположительно, под воздействием повышенной температуры и более яркого освещения) в контрольном контейнере концентрация хлорофилла-а выросла до значения $71,13 \pm 0,728 \text{ мкг/л}$, то есть, в 10 раз (рис. 2). Н-критерий Краскала – Уоллиса показал, что существует значительная разница в зависимой переменной между разными группами ($\chi^2(12) = 29,35$, $p = 0,003$). Изменения величин биомассы фитопланктона в остальных микрокосмах оцениваются в сравнении с контрольными значениями. Значительный ($p < 0,05$) биомассы был отмечен в двух контейнерах – под номерами 2 и 3, где были внесены все исследуемые биогенные элементы. Максимальная биомасса (по хлорофиллу-а) фитопланктона была достигнута в микрокосме 3, куда внесены максимальные количества всех биогенных

веществ. Концентрация хлорофилла-а достигла на 25-й день исследования концентрации $601,97 \pm 5,982$ мкг/л, причем максимум был зафиксирован на 18-й день исследования и составил $626,695 \pm 6,795$ мкг/л, после чего концентрация хлорофилла-а постепенно снижалась.

Вторая по величине биомасса фитопланктона (по хлорофиллу-а) зафиксирована в микрокосме 2, где также были добавлены все биогенные элементы, но в меньших количествах. Концентрация хлорофилла-а в данном микрокосме на 25-й день исследования составляла $349,425 \pm 2,227$ мкг/л. Аналогично ситуации в контейнере 3, максимальное значение зафиксировано в другой день – $383,78 \pm 7,099$ мкг/л на 22-ые сутки исследования.

Однако в некоторых микрокосмах концентрация хлорофилла-а не только не выросла в сравнении с контрольным вариантом, но и показывала гораздо меньшие значения. Так, во всех микрокосмах с добавлением только азота, концентрация хлорофилла-а находилась на уровне 14–15 мкг/л, тогда как в контроле составляла $71,13 \pm 0,728$ мкг/л.

В микрокосмах с добавлением только кремния концентрация хлорофилла-а варьировалась. В микрокосмах с пятикратной и одиннадцатикратной концентрацией кремния максимальное значение хлорофилла-а зафиксировано около 26 мкг/л ($Si \times 5 = 25,945 \pm 0,431$ мкг/л; $Si \times 11 = 26,62 \pm 0,212$ мкг/л). Причем в контейнере с пятикратной концентрацией максимальное значение отмечено на 13-й день исследования, после чего она снизилась до $6,7 \pm 1,626$ мкг/л к концу исследования. В контейнере с одиннадцатикратной концентрацией максимальное значение ($26,62 \pm 0,212$ мкг/л) достигнуто на 25-й день исследования.

В микрокосмах с добавлением только фосфора значимых отличий от контроля не наблюдалось ($p > 0,05$).

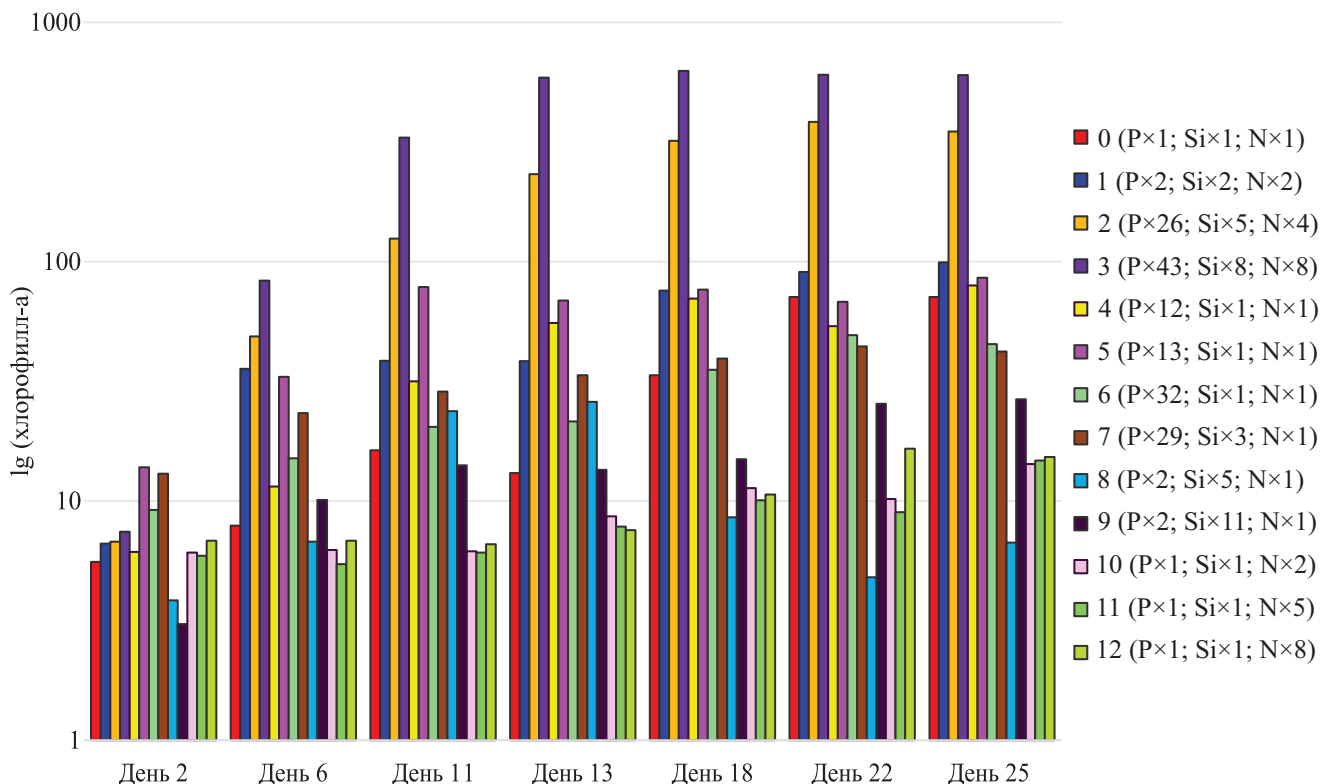


Рис. 2. Концентрация хлорофилла-а в микрокосмах на протяжении эксперимента

Fig. 2. The content of chlorophyll-a in microcosms during experiment

Некоторые исследования показывают, что фитопланктон большей части водоемов лимитируется не только по количественным значениям биогенных элементов, но и по соотношению азота к фосфору [12]. Кроме того, это соотношение влияет не только на развитие общей биомассы фитопланктона, но и на таксономический состав водорослей. При соотношении азота к фосфору (N/P) 20–50 – преимущество получают зеленые водоросли, при N/P 5–10 – цианобактерии [15–17] и при Si/P 6–90 – диатомовые [18].

Диатомовые водоросли нуждаются не только в фосфоре и азоте, но и кремний может стать для них лимитирующим фактором. Клеточные стенки диатомовых водорослей кремнефицированы и образуют структуру, называемую фрустулой, содержащую гидратированное аморфное соединение кремния с общей

формулой $[\text{Si}_n\text{O}_{2n-(n \times 2)}(\text{OH})_{n \times 2}]$, где $x \leq 4$. Метаболизм кремния диатомовых отличается от метаболизма азота и фосфора, тесно связанных с фотосинтетическим метаболизмом. Клеточная энергия для кремнеобразования и транспортировки у диатомовых поступает за счет аэробного дыхания без непосредственного участия фотосинтетической энергии. Кремнефикация клеточной стенки, как и транспорт кремниевых кислот, тесно связаны с клеточным циклом, что приводит к зависимости степени встраивания кремния от скорости роста клетки [19]. Следовательно, можно ожидать, что с увеличением количества растворенного кремния, диатомовые водоросли увеличат прирост биомассы и даже могут занять лидирующие позиции в микрокосме.

На рис. 3 указано соотношение четырех определяемых прибором AlgaeLab групп водорослей в исходной воде и на 2-й день эксперимента. В исходной воде сине-зеленые и диатомовые водоросли составляли примерно одинаковую долю в общей биомассе фитопланктона ($2,77 \pm 0,002$ мкг/л и $2,58 \pm 0,003$ мкг/л соответственно). На вторые сутки эксперимента практически во всех микрокосмах наблюдается преобладание доли сине-зеленых водорослей. Однако увеличение доли сине-зеленых произошло не за счет резкого роста их биомассы, а при снижении биомассы водорослей других отделов.

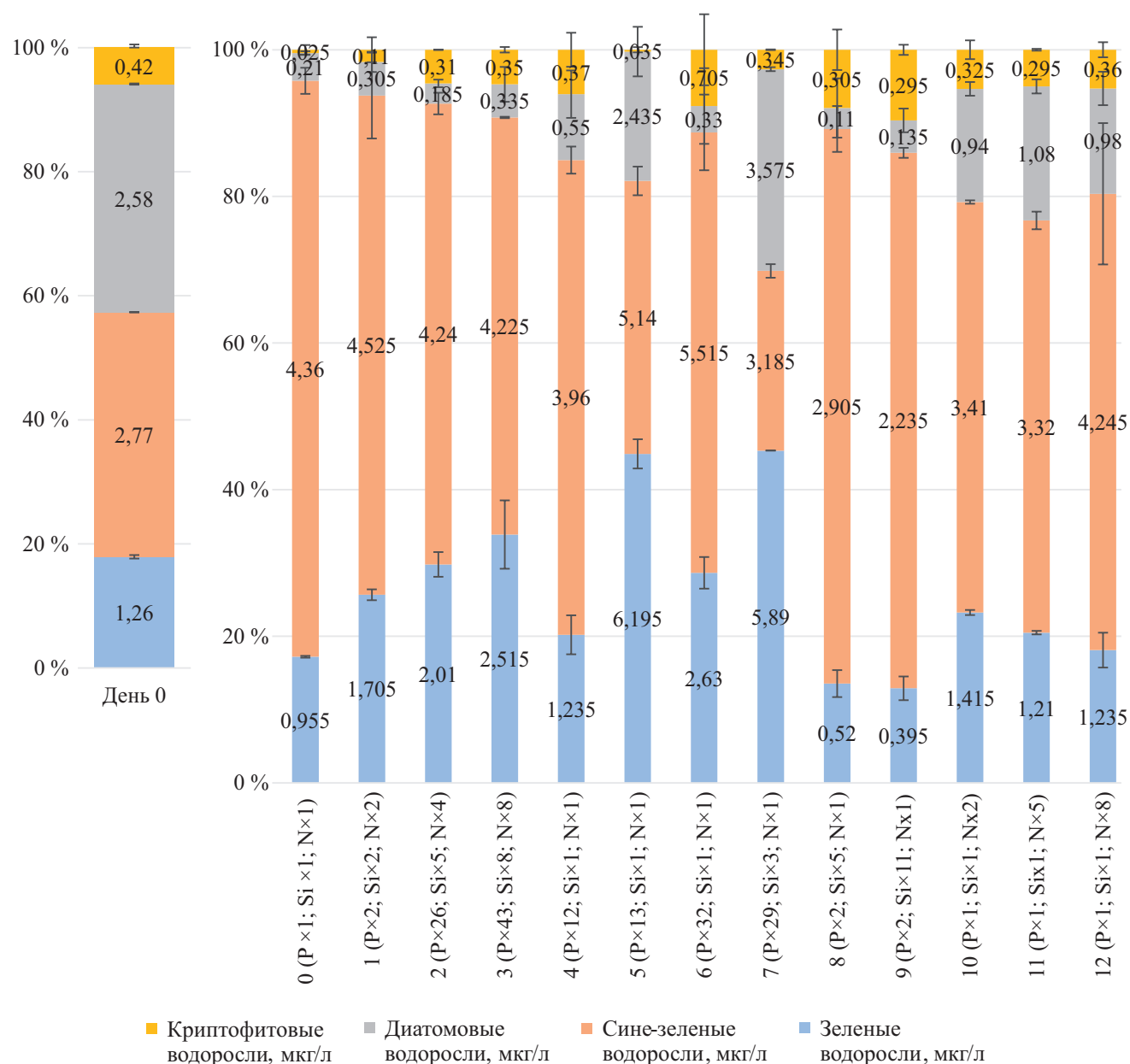


Рис. 3. Соотношение основных отделов водорослей в микрокосмах в исходной воде (слева) и на 2-й день исследования (справа)

Fig. 3. The main departments ratio of algae in microcosms in the initial water (left) and on the 2nd day of the study (right)

В середине исследования (на 13-й день) преобладали зеленые водоросли, составляя от 45 % (микрокосм 10) до 93 % (микрокосм 2) в общей биомассе (рис. 4). При этом доля сине-зеленых водорослей значительно сокращается, а доля диатомовых водорослей варьирует. Максимальное значение – $222,34 \pm 16,476$ мкг/л наблюдалось в микрокосме 3, что составляет 37,84 % от общей биомассы. В микрокосме 8 диатомовые водоросли на 13-й день исследования составляют 36,15 % в количестве $9,38 \pm 0,728$ мкг/л. Минимальное значение зафиксировано в микрокосме 12, где биомасса диатомовых составила $0,12 \pm 0,134$ мкг/л или 1,59 % в общей биомассе фитопланктона.

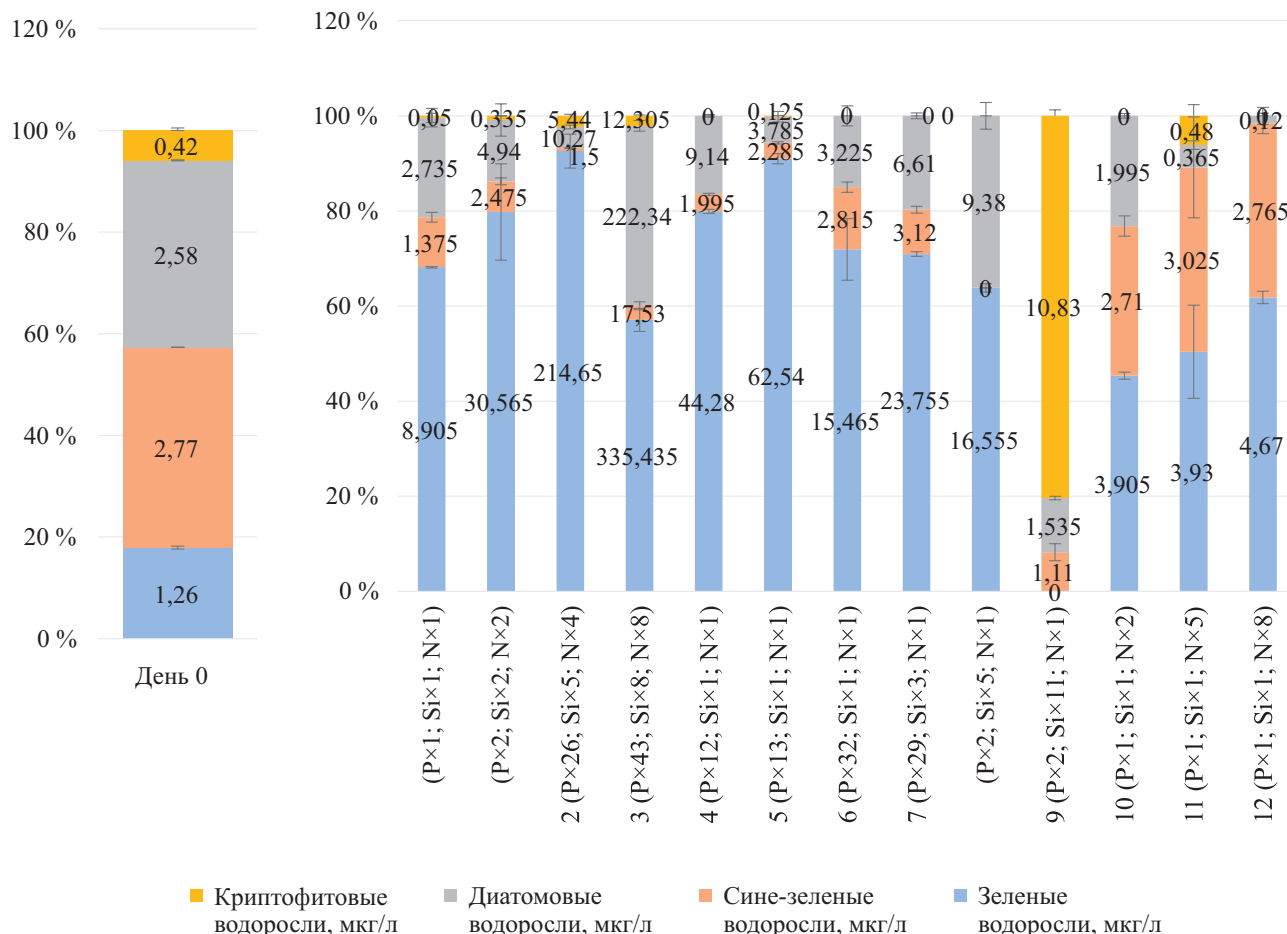


Рис. 4. Соотношение основных отделов водорослей в микрокосмах в исходной воде (слева) и на 13-й день исследования (справа)

Fig. 4. The main departments ratio of algae in microcosms in the initial water (left) and on the 13th day of the study (right)

В контейнере 9 (с высокой концентрацией кремния) наблюдалось постепенное замещение зеленых водорослей криптофитовыми. На 13-е сутки эксперимента концентрация криптофитовых достигает $10,83 \pm 0,170$ мкг/л (80, 34 % от общей биомассы фитопланктона), в то время как зеленые водоросли к 13-м суткам полностью исчезли (рис. 4). Однако к концу исследования зеленые водоросли замещают криптофитовые и занимают лидирующие позиции. Изменчивость показателей биомассы фитопланктона в контейнере 9 на протяжении всего эксперимента показана на рис. 5.

На рис. 6 показаны значения биомассы всех отделов водорослей на 25-е сутки эксперимента. В конце исследования зеленые водоросли доминировали во всех микрокосмах (от 54,49 % в микрокосме 3 до 95,39 % – в 2). Наименьшую долю зеленые водоросли составляли в микрокосмах 3, 10–12. В микрокосме 3 их доля составила 54,49 %, в микрокосмах 10 – 64,48 %, 11 – 66,97, 12 – 61,20 %. В этих микрокосмах доля сине-зеленых составляет 20,95 % (микрокосм 3), 25,38 % (микрокосм 10), 25,67 % (микрокосм 11), 19,51 % (микрокосм 12), при этом количественно значительно увеличилась биомасса водорослей только в микрокосме 3 ($126,1 \pm 18,682$ мкг/л). В остальных микрокосмах доля сине-зеленых составляет в среднем 2,70 %. Наибольшая доля диатомовых зафиксирована в контейнерах 3 и 9 и составляет 23,27 и 19,82 % соответственно. В остальных контейнерах в среднем отдел «Диатомовые водоросли» занимает 9,0 %. При этом концентрация значительно возрастает только в микрокосме 3 ($140,06 \pm 21,305$ мкг/л), в среднем же составляет $5,13 \pm 0,305$ мкг/л. Наибольшая доля криптофитовых наблюдалась в микрокосмах 6 (5,54 %)

и 12 (4,65 %). В остальных контейнерах в среднем доля криптофитовых водорослей составляла 0,62 %. При этом количественно криптофитовых водорослей больше всего было в микрокосме 3 – $7,780 \pm 1,48$ мкг/л, а в остальных контейнерах в среднем концентрация составляла $0,713 \pm 0,081$ мкг/л.

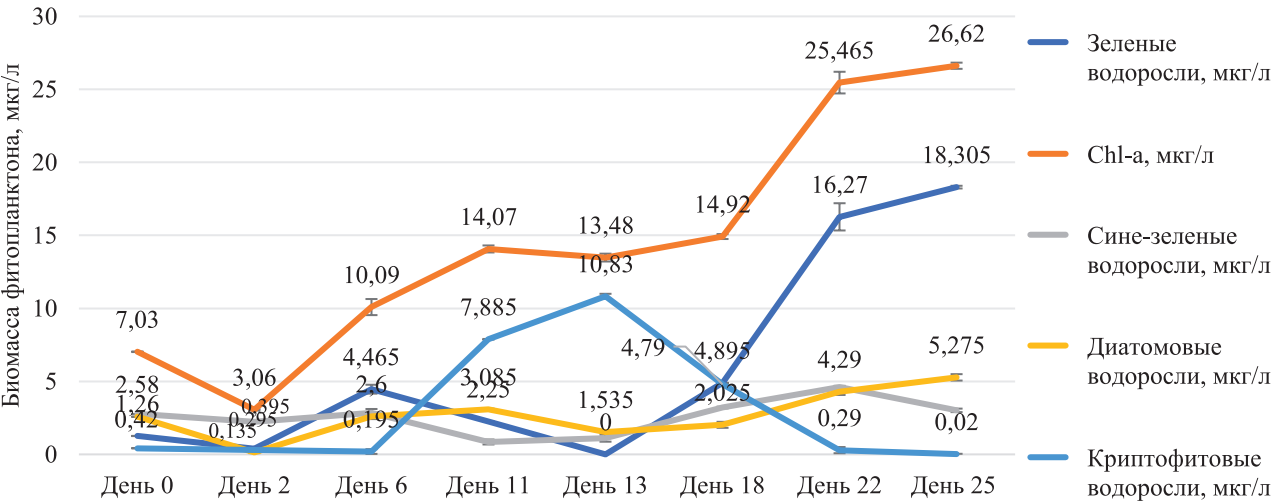


Рис. 5. Биомасса фитопланктона (по хлорофиллу-а) в микрокосме 9 (P×2; Si×11; N×1) на протяжении эксперимента

Fig. 5. Phytoplankton biomass (according to Chl-a) in microcosm 9 (P×2; Si×11; N×1) throughout the experiment

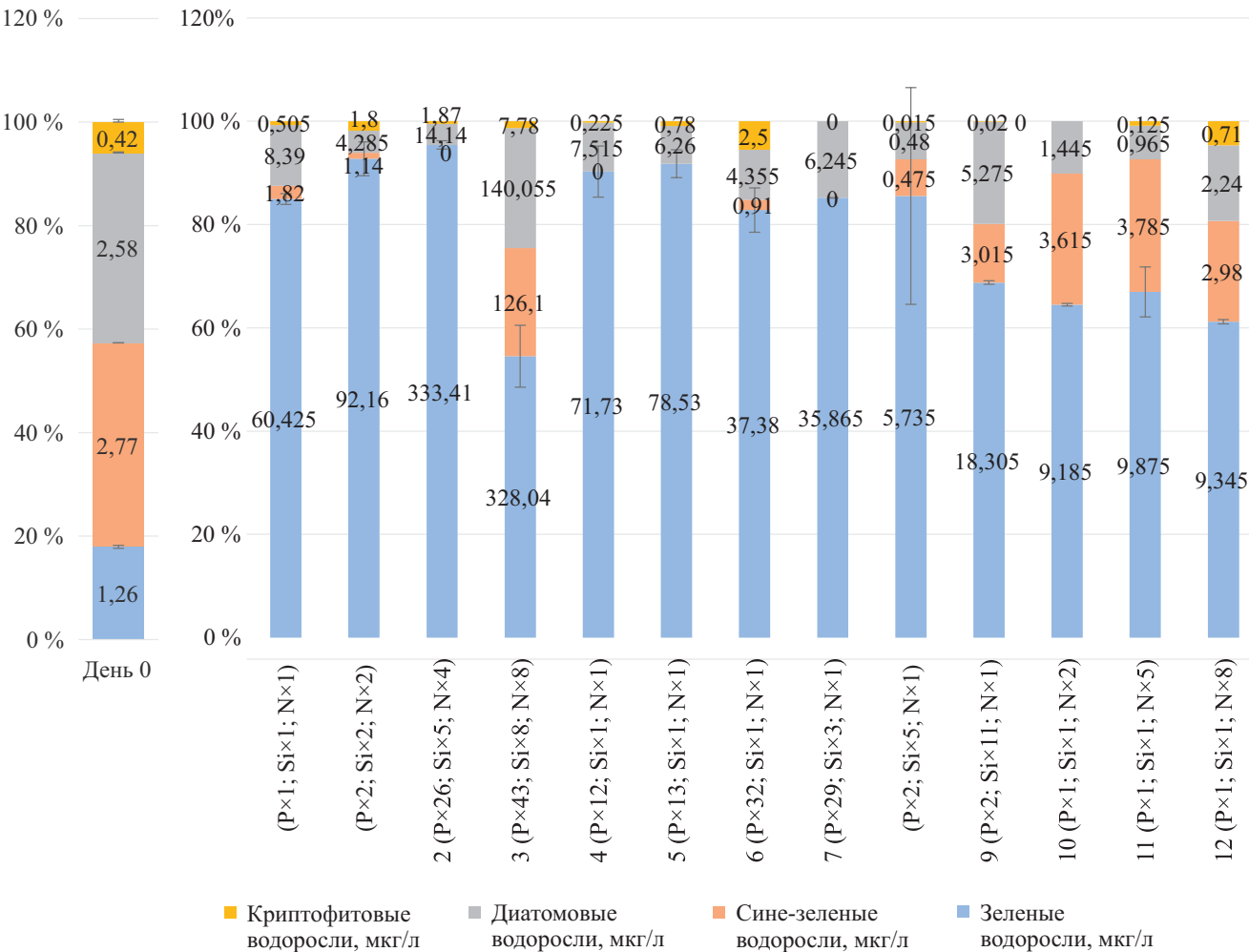


Рис. 6. Соотношение основных отделов водорослей в микрокосмах в исходной воде (слева) и на 25-й день исследования (справа)

Fig. 6. The main departments ratio of algae in microcosms in the initial water (left) and on the 25th day of the study (right)

Таким образом, в каждом из исследуемых микрокосмов к концу исследования преобладают зеленые водоросли (рис. 6). Исследования показывают, что зеленые водоросли получают преимущество при соотношении азота к фосфору (N:P) 20–50 [16; 17]. Несмотря на то что N:P-соотношение в микрокосмах с добавлением отдельно фосфора и отдельно азота не укладываются в эти рамки, в них также преобладали зеленые водоросли. Добавление кремния также не вызвало значительно прироста диатомовых водорослей, поэтому ни в одном из микрокосмов они не заняли лидирующие позиции.

Заключение

Значительный ($p < 0,05$) прирост биомассы фитопланктона наблюдался в двух микрокосмах, где были пятикратные и более, чем в контроле, добавки всех биогенных элементов (P, N, Si).

Добавление отдельно фосфора не вызывало значительного прироста биомассы фитопланктона – она на 25-е сутки остается такой же, как и в контрольном варианте.

Добавление отдельно азота или кремния также не вызвало прироста биомассы фитопланктона в сравнении с контролем. Наоборот, в данных микрокосмах (7–12) наблюдалось ее снижение. В них общая биомасса фитопланктона варьировала от 42,11 до 6,7 мкг/л, тогда как в контроле составляла 71,35 мкг/л.

В поверхностных водах оз. Баторино развитие фитопланктона в июне 2025 г. координируется концентрацией фосфора и азота, так как при совместном их внесении биомасса фитопланктона значительно ($p < 0,05$) возрастает в сравнении с контролем, чего не происходит при внесении этих биогенных элементов по отдельности.

Доля сине-зеленых водорослей, составлявшая в исходной воде порядка 40 %, к концу исследования едва достигала 25 % в отдельных контейнерах. На второй день эксперимента доля сине-зеленых водорослей значительно возросла (56–78 %), но не в результате количественного роста, а за счет снижения концентраций других отделов водорослей.

Биомасса криптофитовых водорослей ни в одном из микрокосмов значительно не возросла. Наибольшие величины, около $2 \pm 0,5$ мкг/л, наблюдались на 25-й день эксперимента только в микрокосмах 1, 2 и 6. Пики биомассы этих водорослей отмечены в микрокосмах 3 и 9 $17,915 \pm 4,575$ мкг/л (день 18), и $10,83 \pm 0,170$ мкг/л (день 13) соответственно, которые совпадали с пиками общей биомассы фитопланктона.

Развитие диатомовых водорослей шло по трем сценариям: равномерный рост на протяжении всего исследования, достижение пика биомассы и последующее ее снижение, а также равномерное снижение биомассы данной группы. Последний сценарий наблюдали в контейнерах, куда вносили только азот. Равномерный прирост наблюдали в контрольном варианте, микрокосме 2 (все биогенные элементы), 6 (добавление только фосфора) и 9 (добавление только кремния в 11-кратной концентрации). В остальных микрокосмах наблюдались пики численности с последующим снижением биомассы диатомовых водорослей.

Количество биогенных элементов напрямую влияет на прирост биомассы фитопланктона. Тем не менее, регуляция качественного состава фитопланктонного сообщества требует дальнейшего изучения и выявления степени влияния соотношений биогенных элементов и других факторов.

Библиографические ссылки

1. Ai Y, Bi YH, Hu ZY. Changes in phytoplankton communities along nutrient gradients in Lake Taihu: evidence for nutrient reduction strategies. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 2015;33(2):447–457. DOI:10.1007/s00343-015-4079-9.
2. Gilbert PM, Burford MA. Globally changing nutrient loads and harmful algal blooms: recent advances, new paradigms, and continuing challenges. *Oceanography*. 2017;30(1):58–69. Doi.org/10.5670/oceanog.2017.110.
3. Schindler DW. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science*. 1977;195(4275):260–262. DOI: 10.1126/science.195.4275.260
4. Schindler DW, Hecky RE, Findlay DL. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2008;105(32):11254–11258.
5. Bullerjahn GS, McKay RM, Davis TW. Global solutions to regional problems: collecting global expertise to address the problem of harmful cyanobacterial blooms. A Lake Erie case study. *Harmful Algae*. 2016;54:223–238. DOI:10.1016/j.hal.2016.01.003.
6. Conley DJ, Schelske CL, Stoermer EF. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*. 1993;101:179–192. DOI:10.3354/meps101179.
7. Адамович БВ, Михеева ТМ, Ковалевская РЗ. Трофический статус озерных экосистем и его связь с основными гидроэкологическими характеристиками водоемов (на примере озер Нарочанского региона, Беларусь). *Природные ресурсы*. 2024;2:30–29.
8. Власов БП. *Озера Беларуси: справочник*. Минск: Минсктиппроект; 2004.
9. Persoone G, Morales J, Verlet H. Air-lift pumps and the effect of mixing on algal growth. *Algae Biomass*. 1980:505–522.
10. Лурье Ю. *Унифицированные методы анализа вод. 2-е издание*. Москва: Химия; 1973. 376 с.
11. Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M. *Methods of seawater analysis*. 3rd edition. Weinheim: Wiley-VCH; 1999. DOI:10.1002/9783527613984.

12. Dzialowski AR, Wang S-H, Lim N-Ch. Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *Journal of Plankton Research*. 2005;27(6):587–595. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi034>.
13. Fahey TJ, Fisk MC, Gonzales KE. Co-limitation in Northern hardwood forest ecosystems: a synthesis of recent studies. *Environmental Reviews*. 2025;33:1–15.
14. Xu H, Paerl HW, Qin BQ. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science and Technology*. 2015;49(2):1051–1059.
15. Schindler DW. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*. 1974;184(4139):897–899. DOI:10.1126/science.184.4139.897.
16. Smith VH. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science*. 1983;221(4611):669–671. DOI: 10.1126/science.221.4611.669.
17. Левич АП. Биогенные элементы в среде и фитопланктон: отношение азота к фосфору как самостоятельный регулирующий фактор. *Успехи современной биологии*. 1995;15(1):13–23.
18. Tilman D. Resource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. *Ecology*. 1977;58:338–348. <https://doi.org/10.2307/1935608>.
19. Martin-Jézéquel V, Hildebrand M, Brzezinski M. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of Phycology*. 2000;36:821–840. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.00019.x>.

References

1. Ai Y, Bi YH, Hu ZY. Changes in phytoplankton communities along nutrient gradients in Lake Taihu: evidence for nutrient reduction strategies. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 2015;33(2):447–457. DOI:10.1007/s00343-015-4079-9.
2. Gilbert PM, Burford MA. Globally changing nutrient loads and harmful algal blooms: recent advances, new paradigms, and continuing challenges. *Oceanography*. 2017;30(1):58–69. [Doi.org/10.5670/oceanog.2017.110](https://doi.org/10.5670/oceanog.2017.110).
3. Schindler DW. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science*. 1977;195(4275):260–262. DOI: 10.1126/science.195.4275.260
4. Schindler DW, Hecky RE, Findlay DL. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2008;105(32):11254–11258.
5. Bullerjahn GS, McKay RM, Davis TW. Global solutions to regional problems: collecting global expertise to address the problem of harmful cyanobacterial blooms. A Lake Erie case study. *Harmful Algae*. 2016;54:223–238. DOI:10.1016/j.hal.2016.01.003.
6. Conley DJ, Schelske CL, Stoermer EF. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*. 1993;101:179–192. DOI:10.3354/meps101179.
7. Adamovich BV, Mikheeva TM, Kovalevskaya RZ. *Troficheskii status ozernykh ekosistem i ego svyaz' s osnovnymi gidroekologicheskimi kharakteristikami vodoemov (na primere ozer Narochanskogo regiona, Belarus')* [The trophic status of lake ecosystems and its relation to the main hydroecological characteristics of reservoirs (on the example of lakes in the Naroch region, Belarus)]. *Prirodnye resursy*. 2024;2:30–29. Russian.
8. Vlasov BP. *Ozera Belarusi: spravochnik* [Belarus lakes]. Minsk: Minskipproekt; 2004. Russian.
9. Persoone G, Morales J, Verlet H. Air-lift pumps and the effect of mixing on algal growth. *Algae Biomass*. 1980:505–522.
10. Лур'е Ю. *Unifitsirovannyye metody analiza vod. 2-e izdanie* [Unified methods of water analysis. 2nd edition]. Moscow: Chemistry; 1973. 376 p. Russian.
11. Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M. Methods of seawater analysis. 3rd edition. Weinheim: Wiley-VCH; 1999. DOI:10.1002/9783527613984.
12. Dzialowski AR, Wang S-H, Lim N-Ch. Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *Journal of Plankton Research*. 2005;27(6):587–595. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi034>.
13. Fahey TJ, Fisk MC, Gonzales KE. Co-limitation in Northern hardwood forest ecosystems: a synthesis of recent studies. *Environmental Reviews*. 2025;33:1–15.
14. Xu H, Paerl HW, Qin BQ. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science and Technology*. 2015;49(2):1051–1059.
15. Schindler DW. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*. 1974;184(4139):897–899. DOI:10.1126/science.184.4139.897.
16. Smith VH. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science*. 1983;221(4611):669–671. DOI: 10.1126/science.221.4611.669.
17. Levich AP. *Biogennyye elementy v srede i fitoplankton: otnoshenie azota k fosforu kak samostoyatel'nyi reguliruyushchii faktor* [Nutrient elements in the environment and phytoplankton: the ratio of nitrogen to phosphorus as an independent regulatory factor]. *Uspekhi sovremennoi biologii*. 1995;15(1):13–23. Russian.
18. Tilman D. Resource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. *Ecology*. 1977;58:338–348. <https://doi.org/10.2307/1935608>.
19. Martin-Jézéquel V, Hildebrand M, Brzezinski M. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of Phycology*. 2000;36:821–840. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.00019.x>.

Статья поступила в редколлегию 14.01.2026.

Received by editorial board 14.01.2026.

ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СОМАТИЧЕСКОЙ ГИБРИДИЗАЦИИ ДЛЯ РАСШИРЕНИЯ ГЕНЕТИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ КУЛЬТУРНЫХ РАСТЕНИЙ И ГРИБОВ

Л. Ф. КАБАШНИКОВА¹⁾, Л. В. ПАШКЕВИЧ¹⁾, И. Н. ДОМАНСКАЯ¹⁾, В. И. ЛУКША¹⁾,
С. Н. ШПИЛЕВСКИЙ¹⁾, Я. Н. АРТЕМЧУК¹⁾, С. С. ГОРДИЕНКО¹⁾, М. А. ДАРКОВИЧ¹⁾

¹⁾Институт биофизики и клеточной инженерии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Академическая, 27, 220072, г. Минск, Беларусь

Рассматриваются фундаментальные и прикладные аспекты научных исследований в области клеточных технологий, которые позволяют создавать новые формы растений с заданными свойствами, что способствует ускорению селекционного процесса в 2–4 раза. Эффективное использование генетического разнообразия, присущего сельскохозяйственным растениям и их дикорастущим сородичам, а также формирование устойчивости к болезням с помощью соматической гибридизации и/или молекулярно-биологических методов приводит к получению культур с улучшенными свойствами и вносит значительный вклад в продовольственную и экологическую безопасность. В связи с этим возрастает актуальность включения клеточных технологий и, в частности, метода соматической гибридизации в селекционные программы для ускоренного создания исходного материала и новых сортов или гибридов путем сочетания традиционных методов селекции и клеточных технологий. Несмотря на достигнутые успехи в данной области исследований, существует ряд проблем. Отсутствие стандартизированных, эффективных и воспроизводимых протоколов клеточной гибридизации *in vitro* часто препятствует их практическому использованию. Важным современным направлением биотехнологии является также повышение биологического потенциала энтомопатогенных грибов, которые применяются для биологической защиты растений от насекомых-вредителей, а также грибов-антагонистов для защиты растений от фитопатогенов. На основе совершенствования метода соматической гибридизации, основанной на слиянии протопластов, появилась возможность получения новых штаммов грибов, обладающих уникальными свойствами, что позволяет расширить спектр действия биопрепаратов, повысить биологическую эффективность полезных штаммов грибов, а также их устойчивость к факторам окружающей среды. В мировой научной литературе уже отмечены определенные успехи в этом направлении и созданы научные основы получения ценных межвидовых гибридов растений и грибов, что является отправной точкой для развития аналогичных исследований в Республике Беларусь.

Ключевые слова: соматическая гибридизация; протопласты; генетическая модификация; растения; биоконтроль; энтомопатогенные грибы; грибы-антагонисты.

Образец цитирования:

Кабашникова ЛФ, Пашкевич ЛВ, Доманская ИН, Лукша ВИ, Шпилевский СН, Артемчук ЯН, Гордиенко СС, Даркович МА. Перспективы использования соматической гибридизации для расширения генетического разнообразия культурных растений и грибов. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:31–42.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-31-42>

For citation:

Kabashnikova LF, Pashkevich LV, Domanskaya IN, Luksha VI, Shpilevsky SN, Artemchuk YaN, Gordienko SS, Darkovich MA. Prospects of using somatic hybridization to expand the genetic diversity of cultivated plants and fungi. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:31–42. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-31-42>

Авторы:

Людмила Федоровна Кабашникова – член-корреспондент НАН Беларуси; доктор биологических наук, профессор; заведующий лабораторией.

Любовь Валерьевна Пашкевич – кандидат биологических наук; доцент; старший научный сотрудник.

Ирина Николаевна Доманская – кандидат биологических наук, доцент; старший научный сотрудник.

Виктория Ивановна Лукша – кандидат биологических наук, доцент; старший научный сотрудник.

Святослав Николаевич Шпилевский – кандидат биологических наук; старший научный сотрудник.

Яна Николаевна Артемчук – младший научный сотрудник.

Софья Сергеевна Гордиенко – младший научный сотрудник.

Марина Андреевна Даркович – младший научный сотрудник.

Authors:

Luidmila F. Kabashnikova, corresponding member of the National Academy of Sciences of Belarus; doctor of science (biology), full professor; head of the laboratory.

kabashnikova@mail.ru

Liubov V. Pashkevich, PhD (biology), docent; senior researcher.
ljubi.k87@gmail.com

Irina N. Domanskaya, PhD (biology), docent; senior researcher.
domanin07@mail.ru

Victoria I. Luksha, PhD (biology), docent; senior researcher.
saphyjana2@gmail.com

Svyatoslav N. Shpilevsky, PhD (biology); senior researcher.
metanova@mail.ru

Yana N. Artemchuk, junior researcher.
yanaart222@gmail.com

Sofya S. Gordienko, junior researcher.
gordienko.sonya@inbox.ru

Marina A. Darkovich, junior researcher.
marina.krupkevitch@mail.ru

PROSPECTS OF USING SOMATIC HYBRIDIZATION TO EXPAND THE GENETIC DIVERSITY OF CULTIVATED PLANTS AND FUNGI

L. F. KABASHNIKOVA^a, L. V. PASHKEVICH^a, I. N. DOMANSKAYA^a, V. I. LUKSHA^a, S. N. SHPILEVSKY^a,
Ya. N. ARTEMCHUK^a, S. S. GORDIENKO^a, M. A. DARKOVICH^a

^a*Institute of Biophysics and Cellular Engineering of the National Academy of Sciences of Belarus,
27 Akademichnaja Street, Minsk 220072, Belarus*

Corresponding author: L. F. Kabashnikova (kabashnikova@mail.ru)

This review examines the fundamental and applied aspects of research in the field of cell technologies, which enable the creation of new plant forms with desired properties, thereby accelerating the breeding process by 2–4 times. Effective use of the genetic diversity inherent in agricultural plants and their wild relatives, as well as the development of disease resistance through somatic hybridization and/or molecular biology methods, leads to the production of crops with improved properties and makes a significant contribution to food and environmental security. Therefore, the importance of incorporating cell technologies, and in particular somatic hybridization, into breeding programs is growing. This allows for the accelerated development of source material and new varieties or hybrids by combining traditional breeding methods with cell technologies. Despite the progress made, this area of research remains challenging. The lack of standardized, efficient, and reproducible *in vitro* cell hybridization protocols often hinders their practical use. Another important modern trend in biotechnology is enhancing the biological potential of entomopathogenic fungi, which are used for biological plant protection against insect pests, as well as antagonist fungi for plant protection against phytopathogens. Improvements in somatic hybridization, based on protoplast fusion, have made it possible to develop new fungal strains with unique properties, expanding the spectrum of action of biopreparations, increasing the biological efficacy of beneficial fungal strains, and enhancing their resistance to environmental factors. The global scientific literature has already noted certain successes in this area, and the scientific foundations for obtaining valuable interspecific hybrids of plants and fungi have been created, which is a starting point for the development of similar research in the Republic of Belarus.

Keywords: somatic hybridization; protoplasts; genetic modification; plants; biocontrol; entomopathogenic fungi; antagonist fungi.

Введение

В современных условиях генетические ресурсы и селекция растений являются главными механизмами прогресса в сельском хозяйстве. В мире между селекционными фирмами идет жесткая конкуренция за поиск генов, обеспечивающих высокую потенциальную урожайность с абиотической и биотической устойчивостью для новых сортов культурных растений. Другой, не менее важной задачей, является разработка биотехнологий для оздоровления среды обитания человека, в том числе за счет сокращения использования химических пестицидов и замены их средствами биоконтроля на основе высокоэффективных микроорганизмов.

Научные достижения в области культивирования клеток, тканей и органов в системе *in vitro* привели к разработке принципиально новых технологий, направленных на создание улучшенных генотипов сельскохозяйственных растений, обладающих высоким потенциалом адаптации к стрессовым факторам внешней среды при сохранении или повышении их продуктивности [1]. Фундаментальные и прикладные научные исследования в области клеточных технологий способствуют успешному развитию селекции сельскохозяйственных культур, позволяя создавать новые формы растений в 2–4 раза быстрее по сравнению с традиционными методами селекции.

Современные достижения соматической гибридизации в создании новых форм культурных растений. К настоящему времени уже достигнут значительный прогресс в области селекции растений с использованием клеточных технологий [2]. В селекции растений используют следующие клеточные технологии: оплодотворение *in vitro* (преодоление прогамной несовместимости); эмбриокультура (преодоление постгамной несовместимости); получение гаплоидных растений путем андрогенеза и гиногенеза; индукция соматических вариантов; клеточная и тканевая селекция на устойчивость к стрессам; культура протопластов и соматическая гибридизация [3–5].

Традиционные методы селекции, такие как половая гибридизация, не позволяют передать некоторые элитные селекционные признаки (качественные характеристики, устойчивость к болезням, быстрый рост, засухоустойчивость, устойчивость к гербицидам, тепло- и холодостойкость, азотфиксация, солеустойчивость) из-за возникающих половых репродуктивных барьеров (цитоплазматическая мужская стерильность, половая несовместимость, ядерный эмбриогенез, полиэмбриония, различные фазы цветения) [6]. Такие барьеры могут быть преодолены с помощью соматической гибридизации путем слияния протопластов двух разных видов с образованием нового гибридного растения, обладающего характеристиками обоих родителей [7].

Соматическая гибридизация – это метод культуры клеток и тканей, который позволяет изменять клеточные геномы и комбинировать не только ядерные гены, но и гены органелл, создавая новые формы растений. Это относительно новый универсальный метод индукции или стимулирования генетической рекомбинации в различных прокариотических и эукариотических клетках [8]. Слияние протопластов обеспечивает эффективный способ переноса генов с желаемым признаком от одного вида к другому и оказывает все большее влияние на улучшение качества сельскохозяйственных культур [9; 10].

Процесс создания соматического гибрида включает несколько этапов [11]: поиск подходящего экспланта, выделение протопластов, их слияние, регенерация растений, последующий отбор и идентификация соматических гибридных растений (рис. 1).

Методика соматической гибридизации позволяет ускорить традиционную селекцию на основе создания новых линий, которые можно использовать в качестве элитного селекционного материала.

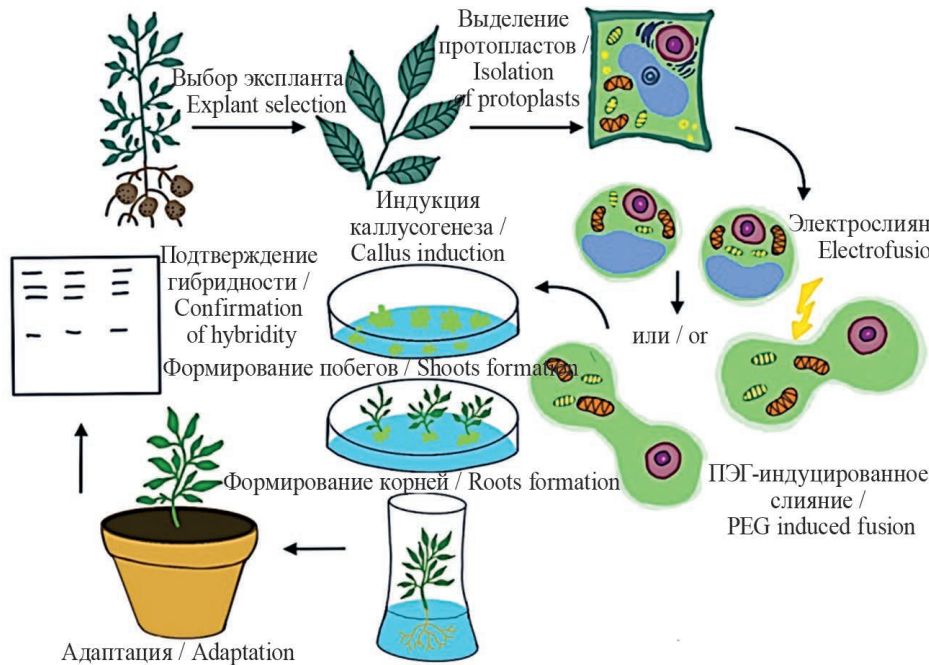


Рис. 1. Этапы соматической гибридизации *S. tuberosum* [11]

Fig. 1. Stages of somatic hybridization of *S. tuberosum* [11]

Отметим, что соматическая гибридизация предполагает интрогрессию целевых признаков в культурные растения без использования генетической трансформации и предварительных знаний об их генетическом контроле. Эта технология успешно использовалась для повышения солеустойчивости, улучшения качества, передачи цитоплазматической мужской стерильности, получения триплоидных культур без косточек и улучшения качества подвоев [12].

В настоящее время изолированные протопласты играют ключевую роль в понимании клеточной биологии, структуры, функции растительных клеток и тканей, а также в исследованиях переноса генов и манипуляций с ними, где, в отличие от трансформации, не нужно идентифицировать и изолировать интересные исследователей гены, чтобы перенести их в геном другого растения. Самое главное, что соматическая гибридизация позволяет осуществлять перенос не только ядерных генов, но и генетического материала митохондрий и пластид от обеих родительских форм [11]. Как правило, соматическая гибридизация дает возможность передавать цитоплазматические органеллы в одном поколении и открывает уникальные перспективы для объединения митохондрий одного вида и хлоропластов другого вида в единый гибрид [8]. Соматическая гибридизация может быть использована также в качестве метода получения автотетраплоидов. Перенос цитоплазмы занимает небольшой временной промежуток, и весь процесс можно пройти за один год, в то время как обратное скрещивание может занять 5–6 лет [8].

На рис. 2 представлены результаты соматической гибридизации протопластов томата и картофеля, что явилось одним из первых доказательств получения межвидовых гибридов, которые не могут быть получены половым путем [13].

Большинство таких агрономически важных признаков, как цитоплазматическая мужская стерильность, устойчивость к антибиотикам и гербицидам, кодируются цитоплазматически, поэтому могут быть легко перенесены на другие растения путем применения метода соматической гибридизации [8].

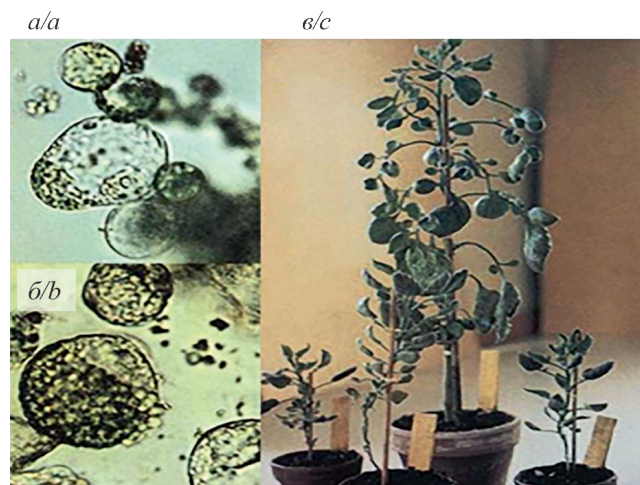


Рис. 2. Получение соматического гибрида картофеля (*Solanum tuberosum*) и томата (*Lycopersicon esculentum*), адаптировано по [13]: а, б – гибридные протопласты, полученные путем слияния протопластов томата и картофеля; а – цитоплазматическая часть томата имеет зеленые хлоропласты; б – цитоплазматическая часть картофеля бесцветна; в – соматические гибридные растения картофеля и томата, регенерированные из слитых протопластов

Fig. 2. Preparation of a somatic hybrid of potato (*Solanum tuberosum*) and tomato (*Lycopersicon esculentum*), adapted from [13]: а, б – protoplasts obtained by fusion of tomato and potato protoplasts; а – cytoplasmic part of tomato has green chloroplasts; б – the cytoplasmic part of potatoes is colorless; в – somatic hybrid potato and tomato plants regenerated from fused protoplasts

Таким образом, можно выделить следующие преимущества соматической гибридизации по сравнению с традиционными методами селекции [11]:

- 1) возможность получения фертильных соматических гибридов с целевыми признаками диких видов;
- 2) перспектива переноса моногенных и полигенных признаков за один этап;
- 3) возможность рекомбинации ядерных и цитоплазматических геномов;
- 4) отсутствие угрозы биобезопасности, в отличие от использования трансгенных технологий.

Протопласты можно выделить практически из любого вида растений и культивировать для получения каллуса. Эффективность слияния протопластов была впоследствии повышена за счет использования полиэтиленгликоля, раствора солей кальция с высоким рН или электростимуляции в качестве агентов, усиливающих слияние. Для проверки того, способны ли используемые методы вызывать слияние между акцепторным и донорским родами, используются специальные методы окрашивания. В исследовании [14] были проведены реакции слияния между суспензией протопластов сельдерея сорта «Diamant» 24 и протопластами моркови, кориандра и белого сельдерея сорта «Parmex». Донорские протопласты были окрашены FDA, а акцепторные — кальцеином синим (рис. 3). Гибридные клетки, окрашенные кальцеином синим и FDA, наблюдались после электрошока и химического слияния во всех комбинациях донор/акцептор.

Особую пользу селекционерам растений приносят уникальные комбинации из органелльных (пластидных, митохондриальных) и ядерных геномов, которые могут быть получены в результате слияния протопластов. Это свойство было использовано для замены дефектных хлоропластов, присутствующих в определенных аллоплазматических линиях с цитоплазматической мужской стерильностью [15]. Кроме того, было четко продемонстрировано, что после соматической гибридизации митохондриальные геномы растений могут подвергаться интенсивной межмолекулярной рекомбинации, тем самым создавая новые генетические свойства растений. Рекомбинация митохондрий после слияния протопластов была использована для выделения и описания митохондриальных последовательностей, связанных с цитоплазматической мужской стерильностью и с трансформацией митохондрий плазмидами митохондриальной ДНК [16].

Помимо существенных преимуществ метода соматической гибридизации, имеется и ряд недостатков, ограничивающих его широкое применение в селекции. Во-первых, увеличение длительности эксперимента по сравнению с генетической трансформацией, обусловленное необходимостью устранения нежелательных признаков от соматических гибридов посредством серии обратных скрещиваний. Во-вторых, генетическая нестабильность, отсутствие или плохая урожайность, невысокая жизнеспособность или летальность, очень низкая скрещиваемость полученных асимметричных соматических гибридов и потеря гибридами целевых признаков, что связано с негативными эффектами генетических факторов, вовлеченных в контроль пре- и постзиготической несовместимости [17].

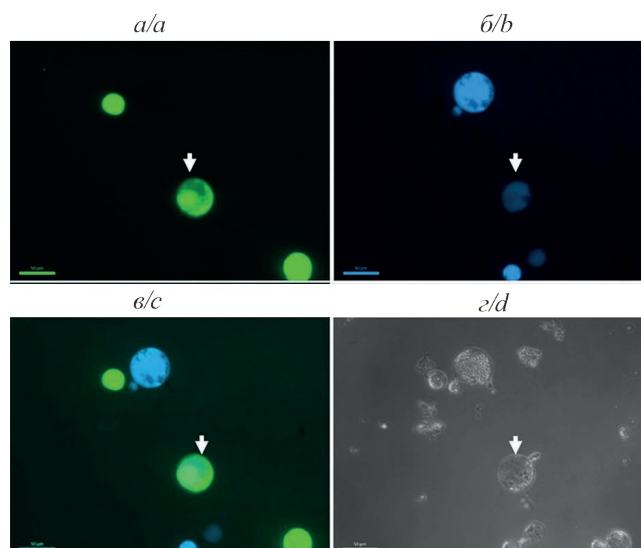


Рис. 3. Слияние протопластов сельдерея и кориандра [14]: протопласты сельдерея окрашены FDA (а), протопласты кориандра – кальцеином синим (б). Наложение фотографий показывает двойное окрашивание (в). Все клетки видны в светлом поле (г). Стрелкой указана гибридная клетка. Масштабная линейка — 50 мкм

Fig. 3. Fusion of celery and coriander protoplasts [14]: celery protoplasts were stained with FDA (a), and coriander protoplasts with calcein blue (b). An overlay of photographs shows double staining (c). All the cells were visible in the light field (d). The arrow indicates a hybrid cell. The scale ruler is 50 microns

У соматических гибридов возможно появление нового признака, не свойственного ни одному из родителей. Разные авторы описали проявление устойчивости клубней соматических гибридов картофеля с не клубненосным видом *S. brevidens* к поражению бактериальными гнилями, вызываемыми *Erwinia* sp., или парше обыкновенной, вызываемой видами *Streptomyces* (*S. scabies*, *S. turgidiscabie* и *S. acidiscabie*) [18; 19]. В обоих случаях признак устойчивости к патогену отсутствовал у культурного родителя – *S. tuberosum* и передавался потомству от скрещивания соматических гибридов и сортов картофеля, поражаемых соответствующими возбудителями.

Гибридизация соматических клеток была предложена в качестве возможного метода преодоления перекрестной несовместимости неродственных видов растений. С помощью соматической гибридизации получены гибриды между табаком и картофелем, дикими и культурными видами картофеля, морковью и петрушкой, томатом и картофелем. В результате слияния протопластов кочанной капусты и редьки осуществлен перенос цитоплазматической мужской стерильности в капусту [20]. Слияние протопластов картофеля (*Solanum tuberosum*) и томата (*Lycopersicon esculentum*) привело к появлению нового рода *Pomato* (Соланоперсикон) [8]. Были получены гибриды между двумя разными видами, например, между пшеницей *Triticum* и рожью *Secale* для получения тритикале [21].

Первые протоколы по соматической гибридизации *S. tuberosum* с дикими видами были разработаны в 1990-х гг. [22–24] и используются до сих пор. К настоящему времени путем слияния протопластов были получены сотни меж- и внутривидовых соматических гибридов с использованием 23 видов *Solanum* [25]. Известны соматические гибриды, устойчивые к *Phytophthora infestans*, *Erwinia carotovora*, *Ralstonia solanacea*, PLRV, PVX, PVY и нематоды, а также соматические гибриды с морозостойкостью и более высокой холодостойкостью. Помимо этого, получены гибриды с более высоким содержанием крахмала и пониженной или повышенной концентрацией гликоалкалоидов [26]. Также соматические внутривидовые и межвидовые гибриды *Solanum* получают с целью создания новой ядерно-цитоплазматической зародышевой плазмы и индукции изменчивости пластидной и митохондриальной ДНК [27; 28]. Соматическая гибридизация картофеля не только преодолевает барьеры нескрещиваемости, но и индуцирует в гибридах изменения на молекулярном, геномном и хромосомном уровнях [29].

Многие гены устойчивости к болезням (например, вирус табачной мозаики, вирус картофеля Х, клубневая гниль) могут быть успешно перенесены от одного вида к другому. Например, у томатов появилась устойчивость к таким болезням, как вирус табачной мозаики, вирус пятнистого увядания и к насекомым-вредителям. Асимметричная соматическая гибридизация была использована для передачи признака устойчивости к бактериальному фитофторозу от дикой *Oryza meyeriana* L. к *Oryza sativa* L. ssp. *Japonica* [30].

Одной из проблем технологии соматической гибридизации и культуры клеток и тканей в целом является геномная нестабильность вследствие соматической вариабельности. Соматическая вариабельность может выражаться в проявлении различных морфологических признаков растений, времени появления всходов, количестве собранных клубней, содержании гликоалкалоидов. Различия также идентифицируются на уровне ядерных микросателлитных маркеров (ncSSR) и связаны с вариациями фенотипа [31]. В 2019 г. исследователи из США показали, что культивирование растений *in vitro* в зависимости от используемого протокола может вызывать нестабильность генома, приводя к крупномасштабным изменениям, и поставить под угрозу конечный фенотип растения [32; 33].

Быстрое развитие молекулярно-генетических методов в сочетании с другими методами уже сейчас позволяет проводить более глубокие исследования стабильности генома и улучшить качество соматических гибридов, полученных путем слияния протопластов.

Успехи соматической гибридизации в создании новых штаммов грибов для биологического контроля вредителей и болезней растений. Биологический контроль обычно воспринимается как альтернатива химическому контролю или, по крайней мере, как средство сокращения использования пестицидов. Вторая причина растущего интереса к биоконтролю связана с продолжающейся революцией в биологических науках, особенно с недавними достижениями в области методов генетической модификации [34].

Для уничтожения насекомых-вредителей на сельскохозяйственных культурах в мире используются биоинсектициды — препараты на основе энтомопатогенных вирусов, бактерий и грибов. Энтомопатогенные препараты действуют по-разному в зависимости от действующего вещества. Грибные патогены проникают в тело насекомого, вызывая развитие инфекционного процесса, который приводит к его гибели. Часто этот процесс сопровождается образованием токсина. Если штамм слабо продуцирует токсин, то мицелий достаточно быстро заполняет все тело насекомого. Заражение насекомых грибными патогенами, в отличие от других микроорганизмов, может происходить на различных стадиях развития (в стадии куколки или имаго).

Такие препараты на основе грибных агентов объединены в группу UNF классификации IRAC. Сюда относят «грибные агенты с неизвестным или неопределенным механизмом действия» (Fungal agents of unknown or uncertain MoA): штаммы *Beauveria bassiana*; *Metarhizium brunneum* штамм F52; *Paecilomyces fumosoroseus* *Apopka* штамм 97; *Akanthomyces muscarius* VeK [35; 36].

Beauveria bassiana — энтомопатогенный гриб, космополит. Вызывает у насекомых различных отрядов болезнь — белая мускардина. Данный вид имеет сложную внутривидовую структуру, которая представлена широким спектром подвидов (патовариантов), приуроченных к конкретной группе насекомых. Каждый подвид *Beauveria bassiana* проявляет максимальную вирулентность к конкретной группе, в отношении прочих членистоногих он может быть средневирулентным или слабовирулентным [37].

Beauveria bassiana имеет широкий круг хозяев и позволяет эффективно контролировать более 200 видов насекомых из шести отрядов и 15 семейств. Гриб патогенен для яиц, личинок, куколок и имаго озимой совки, кукурузного и лугового мотыльков, клопа вредная черепашка, колорадского жука, свекловичного долгоносика, яблонной плодовой гнили, персиковой плодовой гнили, яблонной моли, сосновой совки, златогузки, сосновой пяденицы, соснового шелкопряда. *Beauveria densa* поражает майских жуков [38]. Полевые испытания препаратов на основе *Beauveria bassiana* демонстрируют уровень смертности от 80 до 100 % среди этих разнообразных групп вредителей, при этом эффективность сохраняется даже против популяций, устойчивых к пиретроидам [39].

Metarhizium anisopliae — гриб, известный как зеленый мускардини. Конидии *M. anisopliae* размером от 5,0 до 8,0 мкм имеют овальную форму. Колонии грибов изначально белого или кремового цвета, но в процессе образования спор меняют цвет на оттенки желтого, зеленого и темно-зеленого [40]. Они прорастают при низких температурах [41]. Энтомопатогенные препараты на основе *Metarhizium robertsii* действуют как биологические инсектициды, заражая и убивая насекомых-вредителей, включая колорадского жука, лугового мотылька и паутинного клеща. Этот процесс включает шесть стадий: адгезию (прилипание) спор к телу насекомого, их прорастание, образование аппрессория (специальных структур для проникновения), проникновение через хитиновый покров, колонизацию гемолимфы (крови насекомого) и, наконец, выделение спор, что приводит к гибели вредителя [41].

Препараты, созданные в РУП «Институт защиты растений» на основе энтомопатогенных грибов *Metarhizium robertsii* и *Beauveria bassiana* — «Энтолек», «Мелобасс», «Пециломицин-Б», «Боверин зерновой-БЛ» — эффективны против широкого спектра вредителей на овощных и плодово-ягодных культурах.

Проблемы использования энтомопатогенных грибов включают низкую скорость действия, зависимость от условий окружающей среды, ограниченный спектр действия и возможные проблемы

с устойчивостью насекомых-вредителей. Энтомопатогенные грибы, в отличие от химических пестицидов, действуют не мгновенно, а в течение нескольких дней или даже недель. Эффективность действия зависит от влажности, температуры и других факторов, что может ограничивать их применение в определенных условиях. Кроме того, некоторые грибы эффективны только против определенных видов насекомых, что требует их точного подбора. Существует риск развития резистентности у вредителей к грибным препаратам, хотя он ниже, чем у химических пестицидов. Грибные препараты требуют особых условий хранения, например, низкой температуры, а их срок годности может быть ограничен.

Главными же недостатками использования энтомопатогенных грибов в качестве биоинсектицидов можно считать их относительно низкую вирулентность и, соответственно, недостаточно высокую скорость уничтожения насекомых-вредителей по сравнению с эффектом химических пестицидов [42].

Современная биотехнология предлагает передовые подходы к повышению потенциала грибов для различных биотехнологических применений [43]. Новые молекулярные методы позволяют быстро продвинуться в выяснении важнейших аспектов феномена биоконтроля и ведут к более эффективному его использованию [44]. В настоящее время доступно множество методов генетического манипулирования с грибами.

На сегодняшний день разрабатываются методы получения усовершенствованных штаммов грибов для биологической борьбы с различными вредителями растений [34], в частности, путем 1) применения системы CRISPR/Cas9, 2) слияния протопластов и 3) других генетических подходов. Улучшение штаммов грибов предполагает использование одного или комбинации методов для создания новых штаммов с желаемыми характеристиками. Таким образом, методы генетического улучшения грибов могут найти широкое применение в биологической защите сельскохозяйственных культур [34].

В некоторых случаях могут быть использованы достаточно простые методы генетического улучшения. Например, в работе J. S. Ahmad, R. Baker [45] использовали химический мутагенез для получения штаммов *Trichoderma harzianum*, обладающих устойчивостью к фунгициду беномилу. Удивительно, но мутантные штаммы оказались лучшими колонизаторами ризосферы, чем штаммы дикого типа. Индукция мутаций широко используется и в промышленной микробиологии [46], внося свой вклад в совершенствование средств биоконтроля. Информация о трансформации нитчатых грибов впервые была опубликована в работах N. C. Mishra, E. L. Tatum [47] и M. E. Case et al. [48]. С тех пор молекулярные методы стали более доступными для использования на микромицетах с потенциальной способностью к биоконтролю [49; 50].

Методы получения и слияния грибных протопластов, разработанные в 1970-х гг., в настоящее время относительно просты и детализированы в разных работах [51–53]. Протопласты обычно высвобождаются из зародышевых трубок или гифальных клеток под действием ферментов, разрушающих клеточную стенку в присутствии осмотических веществ. Коммерчески доступный мультиэнзимный препарат Novozym 234 (Novo Labs, Уилтон, Коннектикут) успешно применяется для выделения протопластов у многих грибов [54]. У *Trichoderma* некоторые штаммы требовали обработки растущих гифов аналогом глюкозы, а именно 2-дезоксиглюкозой [55], для адекватного продуцирования протопластов с использованием Novozym 234 [56]. Слияние протопластов легко достигается добавлением полиэтиленгликоля (PEG) в присутствии 10–50 мМ кальция [57; 58]. Фузоген индуцировал образование мелких и крупных агрегатов, содержащих от 2 до 100 протопластов [56]. Как правило, протопласты, выделяющиеся из гифальных клеток, содержат различное количество ядер. Фактическое слияние можно контролировать непосредственно с помощью комплементарного флуоресцентного окрашивания [59].

Классическим примером успешного получения усовершенствованных гибридных штаммов грибов рода *Trichoderma* является протокол, предложенный в работе [60]. Два штамма *T. harzianum* и *T. viride* были предварительно отобраны на селективной среде и характеризовались устойчивостью к фунгицидам. Протопласты были выделены из мицелия этих штаммов с использованием лизирующих ферментов и слиты с использованием полиэтиленгликоля (рис. 4). Слитые протопласты были регенерированы на минимальной среде (protoplast regeneration minimal medium, PRMM), дополненной двумя селективными фунгицидами. Из 40 быстрорастущих гибридов 17 были отобраны на основе их улучшенного роста на селективных средах для дальнейших исследований. Штаммы гибридов росли на 60–70 % быстрее, чем родительские штаммы, вплоть до третьего поколения. Все 17 отобранных гибридов демонстрировали морфологические вариации. Некоторые штаммы гибридов показали трехкратное увеличение активности хитиназы и двукратное увеличение активности β -глюканазы по сравнению с родительскими штаммами. Большинство гибридов проявили сильную антагонистическую активность против патогенов *Macrophomina phaseolina*, *Pythium ultimum* и *Sclerotium rolfsii*.

Таким образом, с помощью метода слияния протопластов, подобрав исходные родительские штаммы энтомопатогенных грибов или грибов-антагонистов, могут быть решены такие важные биотехнологические задачи, как расширение спектра действия биопрепаратов, повышение вирулентности исходных штаммов, их устойчивости к абиотическим факторам среды, а также увеличение сроков хранения.

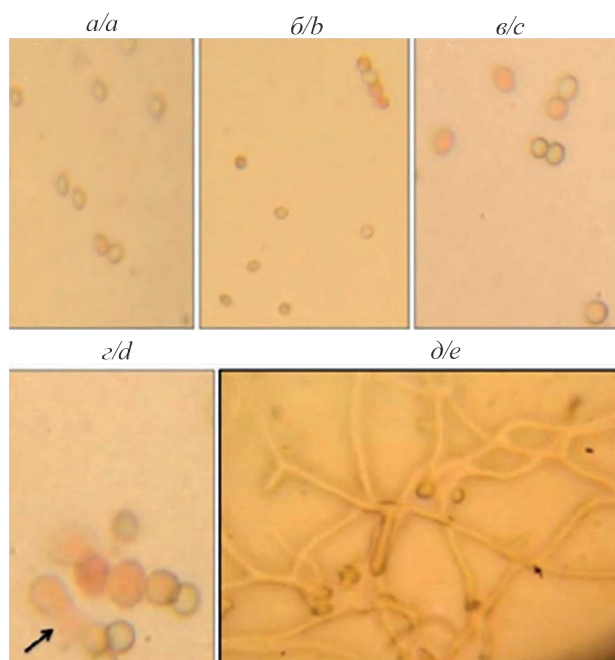


Рис. 4. Стадии слияния протопластов двух штаммов *T. harzianum* и *T. viride* (адаптировано по [60]):
а, б – высвобожденные протопласты из родительских штаммов *T. harzianum* и *T. viride*;
в, г – слияние протопластов родительских штаммов после обработки ПЭГ; д – регенерация слитых протопластов между *T. harzianum* и *T. viride* после инкубации в течение 36 ч на среде PRMM с добавлением фунгицидов

Fig. 4. Stages of fusion of protoplasts of two strains of *T. harzianum* and *T. viride* (adapted from [68]):
(a, b) – released protoplasts from the parent strains of *T. harzianum* and *T. viride*;
(c, d) fusion of protoplasts of the parent strains after PEG treatment; (e) – regeneration fusion of protoplasts between *T. harzianum* and *T. viride* after incubation for 36 hours on PRMM medium with the addition of two fungicides

Заключение

Анализ мировой научной литературы свидетельствует, что эффективное использование генетического разнообразия, присущего сельскохозяйственным растениям и их дикорастущим сородичам, а также формирование устойчивости к болезням с помощью соматической гибридизации и/или молекулярно-биологических методов приводит к получению культур с улучшенными свойствами и вносит значительный вклад в продовольственную и экологическую безопасность. Важным современным направлением является повышение биологического потенциала энтомопатогенных грибов, которые применяются для биологической защиты растений от насекомых-вредителей, а также грибов-антагонистов для защиты растений от фитопатогенов. Для успешного применения соматической гибридизации в селекции растений и грибов необходим анализ селекционного потенциала соматических гибридов, получение потомства путем гибридизации с целевыми, как правило, дикими родственными формами и идентификация молекулярных маркеров, сцепленных с целевыми признаками. Новые инструменты геномики позволяют эффективно осуществлять геномную селекцию и исследовать сложные биологические процессы, обеспечивающие стабильность генома и взаимодействие ядерного и цитоплазматического геномов. В совокупности данные исследования будут способствовать развитию технологии соматической гибридизации и расширению области ее применения.

Библиографические ссылки

1. Спиридович ЕВ. *Ботанические коллекции: документирование и биотехнологические аспекты использования*. Минск: Белорусская наука; 2015. 226 с.
2. Курина АБ, Артемьева АМ. Возможности использования биотехнологических методов в селекции овощных культур в лаборатории селекции и клеточных технологий ВИР. *Биотехнология и селекция растений*. 2022;5(4):55–64. DOI: 10.30901/2658-6266-2022-4-02.
3. Бутенко РГ. *Биология клеток высших растений in vitro и биотехнологии на их основе*. Москва: ФБК-ПРЕСС; 1999. 158 с.
4. Verpoorte R, Choi YH, Kim HK. NMR-based metabolomics at work in phytochemistry. *Phytochemistry Reviews*. 2007;6(1):3–14. DOI: 10.1007/s11101-006-9031-3.
5. Пивоваров ВФ, Шмыкова НА, Супрунова ТП. Биотехнологические приемы в селекции овощных культур. *Овощи России*. 2011;3(12):10–17.

6. Moon J, Skibbe D, Timofejeva L, et al. Regulation of cell divisions and differentiation by male sterility 32 is required for anther development in maize. *The Plant Journal*. 2013;76(4):592–602.
7. Carlson PS, Smith HH, Dearing RD. Parasexual interspecific plant hybridization. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 1972;69(8):2292–2294.
8. Shuro AR. Review Paper on the Role of Somatic Hybridization in Crop Improvement. *International Journal of Research Studies in Agricultural Sciences (IJRSAS)*. 2018;4(9):1–8. DOI: 10.20431/2454-6224.0409001.
9. Brown DCW, Thorpe TA. Crop improvement through tissue culture. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 1995;11(4):409–415.
10. Sink KC, Jain RK, Chowdhury JB. Somatic cell hybridization. In: Distant Hybridization of Crop Plants. Berlin: Springer-Verlag; 1992. p. 168–198.
11. Поливанова ОБ, Егорова АС, Сиволапова АБ, и др. Технология протопластов и соматическая гибридизация картофеля – современное состояние и перспективы (обзор). *Аграрная наука Евро-Северо-Востока*. 2023;24(1):7–19. DOI: 10.30766/2072-9081.2023.24.1.7-19.
12. Begna T. Review on Somatic Hybridization and Its Role in Crop Improvement. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*. 2020;10(11):29–40.
13. Melchers G, Sacristán MD, Holder AA. Somatic hybrid plants of potato and tomato regenerated from fused protoplasts. *Carlsberg Research Communications*. 1978;43(4):203–218.
14. Bruznican S, Eeckhaut T, Van Huylenbroeck J, et al. An asymmetric protoplast fusion and screening method for generating cereals cybrids. *Scientific Reports*. 2021;11(1):4553. DOI: 10.1038/s41598-021-83970-y.
15. Reski R, Faust M, Wang XH, et al. Genome analysis of the moss *Physcomitrella patens* (Hedw.) B. S. G. *Molecular and General Genetics*. 1994;244(4):352–359.
16. Muralidhar RV, Panda T. Monoclonal antibodies specific against tumors and viral infections. *Bioprocess Engineering*. 2000;22(5):421–427.
17. Гавриленко ТА, Ермишин АП. Межвидовая гибридизация картофеля: теоретические и прикладные аспекты. *Вавиловский журнал генетики и селекции*. 2017;21(1):16–29. DOI: 10.18699/VJ17.220.
18. Austin S, Lojkowska E, Ehlenfeldt MK, et al. Fertile interspecific somatic hybrids of *Solanum*: a novel source of resistance to *Erwinia* soft rot. *Phytopathology*. 1988;78(9):1216–1220.
19. Kim SR, Ahn YK, Kim TG, et al. Breeding of a new cultivar «Jeseo» with resistant to common scab. *Korean Journal of Breeding Science*. 2013;45(4):468–473.
20. Тарануха ГИ. Селекция и семеноводство сельскохозяйственных культур: учебное пособие для агрономических специальностей сельскохозяйственных высших учебных заведений. Минск: Ураджай; 2001. 314 с.
21. Helgeson JP, Hunt GJ, Haberlandt GT, et al. Somatic hybrids between *Solanum brevidens* and *Solanum tuberosum*: Expression of a late blight resistance gene and potato leaf roll resistance. *Plant Cell Reports*. 1986;5(3):212–214.
22. Rokka VM, Xu YS, Kankila J, et al. Identification of somatic hybrids of dihaploid *Solanum tuberosum* lines and *S. brevidens* by species specific RAPD patterns and assessment of disease resistance of the hybrids. *Euphytica*. 1994;80:207–217. DOI: 10.1007/BF00039652.
23. Waara S, Glimelius K. The potential of somatic hybridization in crop breeding. *Euphytica*. 1995;85:217–233. DOI: 10.1007/BF00023951.
24. Rokka VM, Tauriainen A, Pietilä L, et al. Interspecific somatic hybrids between wild potato *Solanum acaule* Bitt. and anther-derived dihaploid potato (*Solanum tuberosum* L.). *Plant Cell Reports*. 1998;18:82–88. DOI: 10.1007/s002990050536.
25. Tiwari JK, Devi S, Ali N, et al. Progress in somatic hybridization research in potato during the past 40 years. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2018;132:225–238. DOI: 10.1007/s11240-017-1327-z.
26. Orczyk W, Przetakiewicz J, Nadolska-Orczyk A. Somatic hybrids of *Solanum tuberosum* – application to genetics and breeding. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2003;74:1–13. DOI: 10.1023/A:1023396405655.
27. Tiwari JK, Poonam, Sarkar D, et al. Molecular and morphological characterization of somatic hybrids between *Solanum tuberosum* L. and *S. etuberosum* Lindl. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2010;103:175–187. DOI: 10.1007/s11240-010-9765-x.
28. Sarkar D, Tiwari JK, Sharma SH, et al. Production and characterization of somatic hybrids between *Solanum tuberosum* L. and *S. pinnatisectum* Dun. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2011;107:427–440. DOI: 10.1007/s11240-011-9993-8.
29. Яковлева ГА. Соматическая гибридизация и клеточная селекция картофеля (*Solanum tuberosum* L.). В: *Генетические основы селекции растений*. Минск: Белорусская наука; 2012. Том 3. с. 217–250.
30. Yan CQ, Quian KX, Yan QS, et al. Use of asymmetric somatic hybridization for transfer of the bacterial blight resistance trait from *Oryza meyeriana* L. to *O. sativa* L. ssp. *japonica*. *Plant Cell Reports*. 2004;22:569–575.
31. Sedlák P, Sedláková V, Vašek J, et al. Phenotypic, molecular and biochemical evaluation of somatic hybrids between *Solanum tuberosum* and *S. bulbocastanum*. *Scientific Reports*. 2022;12(1):4484. DOI: 10.1038/s41598-022-08424-5.
32. Fossi M, Amundson KR, Kuppu S, et al. Regeneration of *Solanum tuberosum* plants from protoplasts induces widespread genome instability. *Plant Physiology*. 2019;180(1):78–86. DOI: 10.1104/pp.18.00906.
33. Jiang M, Wu X, Song Y, et al. Effects of OsMSH6 mutations on microsatellite stability and homeologous recombination in rice. *Frontiers in Plant Science*. 2020;1:220. DOI: 10.3389/fpls.2020.00220.
34. Stasz TE. Genetic improvement of fungi by protoplast fusion for biological control of plant pathogens. *Canadian Journal of Plant Pathology*. 1990;12:322–327.
35. Siegwart M, Graillot B, Blachere Lopez C, et al. Resistance to bio-insecticides or how to enhance their sustainability: a review. *Frontiers in Plant Science*. 2015;6:381. DOI: 10.3389/fpls.2015.00381.
36. Лухменёв ВП. Фитопатология: учебное пособие для студентов вузов, обучающихся по специальности «Агрономия». Оренбург: ОГАУ; 2012. 299 с.
37. Севницкая НЛ. Горизонтальная передача энтомопатогенного гриба *Beauveria bassiana* среди жуков короеда типографа. В: *Современное состояние и перспективы охраны и защиты лесов в системе устойчивого развития. Материалы Международной научно-практической конференции. Гомель, 9–11 октября 2013 г.* Гомель: Институт леса НАН Беларуси; 2013. с. 118–121.
38. Хижняк ПА, Бегляров ГА, Стативкин ВГ, и др. *Химическая и биологическая защита растений: учебное пособие*. Москва: Колос; 1971. 215 с.

39. Ikkei S. Efficacy of a Fungal Biopesticide for Bed Bug Management Is Influenced by the Toxicity and Associated Behavioral Avoidance of Harborage on Insecticide-Impregnated Box Spring Covers. *Journal of Economic Entomology*. 2020;113(6):2850–2857. DOI: 10.1093/jee/toaa227
40. Tangthirasun N, Poeaim S, Soyong K, et al. Variation in morphology and ribosomal DNA among isolates of *Metarhizium anisopliae* from Thailand. *International Journal of Agricultural Technology*. 2010;6(2):317–329.
41. Meyling NV, Eilenberg J. Ecology of the Entomopathogenic Fungi *Beauveria bassiana* and *Metarhizium anisopliae* in Temperate Agroecosystems: Potential for Conservation Biological Control. *Biological Control*. 2007;43(2):145–155. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2007.07.007
42. Lovett B, St Leger RJ. Genetically engineering better fungal biopesticides. *Pest Management Science*. 2018;74(4):781–789. DOI: 10.1002/ps.4734
43. Anam S, Batool F, Zafar N. Biotechnological Interventions for Fungal Strain Improvement. In: *Phytopathology and Molecular Biology of Plant Pathogen Interactions*. Boca Raton: CRC Press; 2022. p. 125–138.
44. Cook JR, Baker KF. The Nature and Practice of Biological Control of Plant Pathogens. St. Paul: American Phytopathological Society; 1983. 539 p.
45. Ahmad JS, Baker R. Rhizosphere competence in *Trichoderma harzianum*. *Phytopathology*. 1987;77(2):182–189.
46. Rowlands RT. Industrial fungal genetics and strain selection. In: *The Filamentous Fungi*. Fungal Technology. Glasgow: Edward Arnold; 1983. p. 346–372.
47. Mishra NC, Tatum EL. Non-Mendelian inheritance of DNA-induced inositol independence in *Neurospora*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 1973;70(12):3875–3879.
48. Case ME, Schweizer M, Kushmer SR, et al. Efficient transformation of *Neurospora crassa* by utilizing hybrid plasmid DNA. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 1979;76(10):5259–5263.
49. Fincham JRS. Transformation in fungi. *Microbiological Reviews*. 1989;53(1):148–170.
50. Timberlake WE, Marshall MA. Genetic engineering of filamentous fungi. *Science*. 1989;244(4910):1313–1317.
51. Ferenczy L. Fungal protoplast fusion: basic and applied aspects. In: *Cell Fusion: Gene Transfer and Transformation*. New York: Raven Press; 1984. p. 145–169.
52. Ferenczy L, Farkas GL. *Advances in Protoplast Research*. Oxford: Pergamon Press Ltd.; 1979. 511 p.
53. Peberdy JF, Ferenczy L. Fungal Protoplasts. Application in Biochemistry and Genetics. New York: Marcel Dekker, Inc.; 1985. 354 p.
54. Hamlyn PF, Bradshaw RE, Mellon FM, et al. Efficient protoplast isolation from fungi using commercial enzymes. *Enzyme and Microbial Technology*. 1981;3:321–325.
55. Zonneveld BJM. Inhibiting effect of 2-deoxyglucose on cell wall alpha 1,3-glucan synthesis and cleistothecium development in *Aspergillus nidulans*. *Developmental Biology*. 1973;34(1):1–8.
56. Stasz TE, Harman GE, Gullino ML. Limited vegetative compatibility following intra- and interspecific protoplast fusion in *Trichoderma*. *Experimental Mycology*. 1989;13(4):364–371.
57. Anne J, Peberdy JF. Conditions for induced fusion of fungal protoplasts in polyethylene glycol solution. *Archives of Microbiology*. 1975;105(3):201–205.
58. Anne J, Peberdy JF. Induced fusion of fungal protoplasts following treatment with polyethylene glycol. *Journal of General Microbiology*. 1976;92(2):413–417.
59. Harman GE, Stasz TE. Fluorescent vital stains for complementary labelling of protoplasts from *Trichoderma* spp. *Stain Technology*. 1988;63(4):241–247.
60. Hassan MM. Influence of protoplast fusion between two *Trichoderma* spp. on extracellular enzymes production and antagonistic activity. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*. 2014;28(6):1014–1023. DOI: 10.1080/13102818.2014.978206.

References

1. Spiridovich EV. *Botanicheskie kollektsii: dokumentirovanie i biotekhnologicheskie aspekti ispolzovaniya* [Botanical collections. Documentation and biotechnological aspects of use]. Minsk: Belorusskaya nauka; 2015. 226 p. Russian.
2. Kurina AB, Artemeva AM. *Vozmozhnosti ispolzovaniya biotekhnologicheskikh metodov v seleksii ovoshchnikh kultur v laboratorii seleksii i kletochnikh tekhnologii VIR* [Possibilities of biotechnological methods in breeding of vegetable crops at the VIR Laboratory of Breeding and Cell Technologies]. *Plant Biotechnology and Breeding*. 2022;5(4):55–64. DOI: 10.30901/2658-6266-2022-4-o2. Russian.
3. Butenko RG. *Biologiya kletok visshikh rastenii in vitro i biotekhnologii na ikh osnove* [Biology of higher plant cells in vitro and biotechnology based on them]. Moscow: FBK-PRESS; 1999. 158 p. Russian.
4. Verpoorte R, Choi YH, Kim HK. NMR-based metabolomics at work in phytochemistry. *Phytochemistry Reviews*. 2007;6(1):3–14. DOI: 10.1007/s11101-006-9031-3.
5. Pivovarov VF, Shmikhova NA, Suprunova TP. *Biotekhnologicheskie priemi v seleksii ovoshchnikh kultur* [Biotechnological methods in vegetable crop breeding]. *Vegetable crops of Russia*. 2011;3(12):10–17. Russian.
6. Moon J, Skibbe D, Timofejeva L, et al. Regulation of cell divisions and differentiation by male sterility 32 is required for anther development in maize. *The Plant Journal*. 2013; 76(4):592–602.
7. Carlson PS, Smith HH, Dearing RD. Parasexual interspecific plant hybridization. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 1972;69(8):2292–2294.
8. Shuro AR. Review Paper on the Role of Somatic Hybridization in Crop Improvement. *International Journal of Research Studies in Agricultural Sciences (IJRSAS)*. 2018;4(9):1–8. DOI: 10.20431/2454-6224.0409001.
9. Brown DCW, Thorpe TA. Crop improvement through tissue culture. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 1995;11(4):409–415.
10. Sink KC, Jain RK, Chowdhury JB. Somatic cell hybridization. In: *Distant Hybridization of Crop Plants*. Berlin: Springer-Verlag; 1992. p. 168–198.
11. Polivanova OB, Yegorova AS, Sivolapova AB, et al. *Tekhnologiya protoplastov i somaticheskaya gibridizatsiya kartofelya – sovremennoe sostoyanie i perspektivi (obzor)* [Current state and prospects of protoplast technology and potato somatic hybridization (review)]. *Agricultural Science Euro-North-East*. 2023;24(1):7–19. DOI: 10.30766/2072-9081.2023.24.1.7-19. Russian.

12. Begna T. Review on Somatic Hybridization and Its Role in Crop Improvement. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*. 2020;10(11):29–40.
13. Melchers G, Sacristán MD, Holder AA. Somatic hybrid plants of potato and tomato regenerated from fused protoplasts. *Carlsberg Research Communications*. 1978;43(4):203–218.
14. Bruznican S, Eeckhaut T, Van Huylenbroeck J, et al. An asymmetric protoplast fusion and screening method for generating celeriac cybrids. *Scientific Reports*. 2021;11(1):4553. DOI: 10.1038/s41598-021-83970-y.
15. Reski R, Faust M, Wang XH, et al. Genome analysis of the moss *Physcomitrella patens* (Hedw.) B. S. G. *Molecular and General Genetics*. 1994;244(4):352–359.
16. Muralidhar RV, Panda T. Monoclonal antibodies specific against tumors and viral infections. *Bioprocess Engineering*. 2000;22(5):421–427.
17. Gavrilenko TA, Yermishin AP. *Mezhvidovaya gibrizatsiya kartofelya: teoreticheskie i prikladnye aspekty* [Interspecific hybridization of potato: theoretical and applied aspects]. *Vavilov Journal of Genetics and Breeding*. 2017;21(1):16–29. DOI: 10.18699/VJ17.220. Russian.
18. Austin S, Lojkowska E, Ehlenfeldt MK, et al. Fertile interspecific somatic hybrids of *Solanum*: a novel source of resistance to *Erwinia* soft rot. *Phytopathology*. 1988;78(9):1216–1220.
19. Kim SR, Ahn YK, Kim TG, et al. Breeding of a new cultivar «Jeseo» with resistant to common scab. *Korean Journal of Breeding Science*. 2013;45(4):468–473.
20. Taranukho GI. *Selektsiya i semenovodstvo sel'skokhozyaistvennykh kultur: uchebnoe posobie dlya agronomicheskikh spetsialnostei sel'kokhozyaistvennykh vishikh uchebnykh zavedenii* [Selection and seed production of agricultural crops: a textbook for agronomic specialties in agricultural higher education institutions.]. Minsk: Uradzhai; 2001. 314 p. Russian.
21. Helgeson JP, Hunt GJ, Haberland GT, et al. Somatic hybrids between *Solanum brevidens* and *Solanum tuberosum*: Expression of a late blight resistance gene and potato leaf roll resistance. *Plant Cell Reports*. 1986;5(3):212–214.
22. Rokka VM, Xu YS, Kankila J, et al. Identification of somatic hybrids of dihaploid *Solanum tuberosum* lines and *S. brevidens* by species specific RAPD patterns and assessment of disease resistance of the hybrids. *Euphytica*. 1994;80:207–217. DOI: 10.1007/BF00039652.
23. Waara S, Glimelius K. The potential of somatic hybridization in crop breeding. *Euphytica*. 1995;85:217–233. DOI: 10.1007/BF00023951.
24. Rokka VM, Tauriainen A, Pietilä L, et al. Interspecific somatic hybrids between wild potato *Solanum acaule* Bitt. and anther-derived dihaploid potato (*Solanum tuberosum* L.). *Plant Cell Reports*. 1998;18:82–88. DOI: 10.1007/s002990050536.
25. Tiwari JK, Devi S, Ali N, et al. Progress in somatic hybridization research in potato during the past 40 years. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2018;132:225–238. DOI: 10.1007/s11240-017-1327-z.
26. Orczyk W, Przetakiewicz J, Nadolska-Orczyk A. Somatic hybrids of *Solanum tuberosum* – application to genetics and breeding. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2003;74:1–13. DOI: 10.1023/A:1023396405655.
27. Tiwari JK, Poonam, Sarkar D, et al. Molecular and morphological characterization of somatic hybrids between *Solanum tuberosum* L. and *S. etuberosum* Lindl. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2010;103:175–187. DOI: 10.1007/s11240-010-9765-x.
28. Sarkar D, Tiwari JK, Sharma SH, et al. Production and characterization of somatic hybrids between *Solanum tuberosum* L. and *S. pinnatisectum* Dun. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2011;107:427–440. DOI: 10.1007/s11240-011-9993-8.
29. Yakovleva GA. *Somaticheskaya gibrizatsiya i kletchnaya selektsiya kartofelya (Solanum tuberosum L.)* [Somatic hybridization and cell selection of potatoes (*Solanum tuberosum* L.)]. In: *Geneticheskie osnovy selektsii rastenii = The genetic basis of plant breeding*. Minsk: Belorusskaya nauka; 2012. Volume 3. p. 217–250. Russian.
30. Yan CQ, Quian KX, Yan QS, et al. Use of asymmetric somatic hybridization for transfer of the bacterial blight resistance trait from *Oryza meyeriana* L. to *O. sativa* L. ssp. *japonica*. *Plant Cell Reports*. 2004;22:569–575.
31. Sedlák P, Sedláková V, Vašek J, et al. Phenotypic, molecular and biochemical evaluation of somatic hybrids between *Solanum tuberosum* and *S. bulbocastanum*. *Scientific Reports*. 2022;12(1):4484. DOI: 10.1038/s41598-022-08424-5.
32. Fossi M, Amundson KR, Kuppu S, et al. Regeneration of *Solanum tuberosum* plants from protoplasts induces widespread genome instability. *Plant Physiology*. 2019;180(1):78–86. DOI: 10.1104/pp.18.00906.
33. Jiang M, Wu X, Song Y, et al. Effects of OsMSH6 mutations on microsatellite stability and homeologous recombination in rice. *Frontiers in Plant Science*. 2020;11:220. DOI: 10.3389/fpls.2020.00220.
34. Stasz TE. Genetic improvement of fungi by protoplast fusion for biological control of plant pathogens. *Canadian Journal of Plant Pathology*. 1990;12:322–327.
35. Siegwart M, Graillot B, Blachere Lopez C, et al. Resistance to bio-insecticides or how to enhance their sustainability: a review. *Frontiers in Plant Science*. 2015;6:381. DOI: 10.3389/fpls.2015.00381.
36. Lukhmenyov VP. *Fitopatologiya: uchebnoe posobie dlya studentov vuzov, obuchayushchikhsya po spetsialnosti «Agronomiya»* [Phytopathology: textbook for university students studying «Agronomy»]. Orenburg: OSAU; 2012. 299 p. Russian.
37. Sevnitskaya NL. *Horizontálnaya peredacha entomopatogennogo griba Beauveria bassiana sredi zhukov koroeda tipografa* [Horizontal transmission of the entomopathogenic fungus *Beauveria bassiana* among the bark beetles]. In: *Sovremennoe sostoyanie i perspektivi okhrani i zashchiti lesov v sisteme ustoichivogo razvitiya* [Current state and prospects of forest conservation and protection in the system of sustainable development]. Gomel: Forestry Institute of the National Academy of Sciences of Belarus; 2013. p. 118–121. Russian.
38. Khizhnyak PA, Beglyarov GA, Stativkin VG, et al. *Khimicheskaya i biologicheskaya zashchita rastenii* [Chemical and biological plant protection]. Moscow: Kolos; 1971. 215 p. Russian.
39. Ikkei S. Efficacy of a Fungal Biopesticide for Bed Bug Management Is Influenced by the Toxicity and Associated Behavioral Avoidance of Harborage in Insecticide-Impregnated Box Spring Covers. *Journal of Economic Entomology*. 2020;113(6):2850–2857. DOI: 10.1093/jee/toaa227.
40. Tangthirasun N, Poearm S, Soyong K, et al. Variation in morphology and ribosomal DNA among isolates of *Metarhizium anisopliae* from Thailand. *International Journal of Agricultural Technology*. 2010;6(2):317–329.
41. Meyling NV, Eilenberg J. Ecology of the Entomopathogenic Fungi *Beauveria bassiana* and *Metarhizium anisopliae* in Temperate Agroecosystems: Potential for Conservation Biological Control. *Biological Control*. 2007;43(2):145–155. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2007.07.007.

42. Lovett B, St Leger RJ. Genetically engineering better fungal biopesticides. *Pest Management Science*. 2018;74(4):781–789. DOI: 10.1002/ps.4734
43. Anam S, Batool F, Zafar N. Biotechnological Interventions for Fungal Strain Improvement. In: *Phytopathology and Molecular Biology of Plant Pathogen Interactions*. Boca Raton: CRC Press; 2022. p. 125–138.
44. Cook JR, Baker KF. The Nature and Practice of Biological Control of Plant Pathogens. St. Paul: American Phytopathological Society; 1983. 539 p.
45. Ahmad JS, Baker R. Rhizosphere competence in *Trichoderma harzianum*. *Phytopathology*. 1987;77(2):182–189.
46. Rowlands RT. Industrial fungal genetics and strain selection. In: *The Filamentous Fungi*. Fungal Technology. Glasgow: Edward Arnold; 1983. p. 346–372.
47. Mishra NC, Tatum EL. Non-Mendelian inheritance of DNA-induced inositol independence in *Neurospora*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 1973;70(12):3875–3879.
48. Case ME, Schweizer M, Kushmer SR, et al. Efficient transformation of *Neurospora crassa* by utilizing hybrid plasmid DNA. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 1979;76(10):5259–5263.
49. Fincham JRS. Transformation in fungi. *Microbiological Reviews*. 1989;53(1):148–170.
50. Timberlake WE, Marshall MA. Genetic engineering of filamentous fungi. *Science*. 1989;244(4910):1313–1317.
51. Ferenczy L. Fungal protoplast fusion: basic and applied aspects. In: *Cell Fusion: Gene Transfer and Transformation*. New York: Raven Press; 1984. p. 145–169.
52. Ferenczy L, Farkas GL. *Advances in Protoplast Research*. Oxford: Pergamon Press Ltd.; 1979. 511 p.
53. Peberdy JF, Ferenczy L. Fungal Protoplasts. Application in Biochemistry and Genetics. New York: Marcel Decker, Inc.; 1985. 354 p.
54. Hamlyn PF, Bradshaw RE, Mellon FM, et al. Efficient protoplast isolation from fungi using commercial enzymes. *Enzyme and Microbial Technology*. 1981;3:321–325.
55. Zonneveld BJM. Inhibiting effect of 2-deoxyglucose on cell wall alpha 1,3-glucan synthesis and cleistothecium development in *Aspergillus nidulans*. *Developmental Biology*. 1973;34(1):1–8.
56. Stasz TE, Harman GE, Gullino ML. Limited vegetative compatibility following intra- and interspecific protoplast fusion in *Trichoderma*. *Experimental Mycology*. 1989;13(4):364–371.
57. Anne J, Peberdy JF. Conditions for induced fusion of fungal protoplasts in polyethylene glycol solution. *Archives of Microbiology*. 1975;105(3):201–205.
58. Anne J, Peberdy JF. Induced fusion of fungal protoplasts following treatment with polyethylene glycol. *Journal of General Microbiology*. 1976;92(2):413–417.
59. Harman GE, Stasz TE. Fluorescent vital stains for complementary labelling of protoplasts from *Trichoderma* spp. *Stain Technology*. 1988;63(4):241–247.
60. Hassan MM. Influence of protoplast fusion between two *Trichoderma* spp. on extracellular enzymes production and antagonistic activity. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*. 2014;28(6):1014–1023. DOI: 10.1080/13102818.2014.978206.

Статья поступила в редколлегию 30.03.2026.
Received by editorial board 30.03.2026.

ФИТОЦЕНОЗЫ ТРАВ ВНЕПОЙМЕННЫХ ЛУГОВ В КАЧЕСТВЕ ВЕГЕТАТИВНЫХ ФИЛЬТРОВ ДЛЯ МИНИМИЗАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ АЗОТОМ: ПОТЕНЦИАЛ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

О. И. РОДЬКИН¹⁾, А. А. БУТЬКО¹⁾

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

В исследовании представлены результаты оценки фитоэкстракционной способности фитоценозов трав внепойменных лугов в конструкции буферных полос, используемых для минимизации загрязнения водных экосистем азотом. Научная новизна работы заключается в установлении фитоэкстракционной способности фитоценозов трав в отношении азота, а также их влияния на потенциал снижения критической нагрузки по эвтрофикации. Естественные фитоценозы представлены 312 ассоциациями трав, произрастающих на пяти растительных формациях (луговых пустошей (ЛП), нормальных суходольных лугов (НСЛ), суходольных временно избыточно увлажняемых лугов (СВИУЛ), заболоченных лугов (ЗЛ), торфяных лугов (ТЛ)). Биологическое накопление элемента в надземной фитомассе растительных ассоциаций варьирует от $50,3 \pm 17,1$ кг/га (СВИУЛ) до $56,4 \pm 23,9$ кг/га (НСЛ). Ценозы трав луговых пустошей обладают минимальным уровнем накопления азота, который составляет $5,2 \pm 2,5$ кг/га. Среди растительных формаций (НСЛ, СВИУЛ, ЗЛ, ТЛ) значимых отличий в уровнях аккумуляции азота не отмечено. Внутри растительных формаций НСЛ и ЗЛ выявлены значимые отличия в уровнях биологического накопления элемента ценозами трав. В растительных формациях НСЛ, СВИУЛ, ЗЛ, ТЛ аккумуляционная способность азота фитоценозами естественных лугов уступает аккумуляционной способности ивы белой на 43,2–49,6 %; в формации ЛП – 94,8 %. В двух ассоциациях трав значение фитоэкстракционной способности значительно превышает аккумуляционную способность ивы; в четырех ассоциациях трав значения аккумуляционной способности сопоставимы. Фитоценозы луговых пустошей обладают минимальным удельным потенциалом снижения критической нагрузки по эвтрофикации ($0,012 \cdot 10^{-2}$ – $0,033 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$). Другие растительные формации обладают более существенным удельным потенциалом, который в среднем составляет $0,187 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$, варьируя от $0,053 \cdot 10^{-2}$ до $0,528 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$. Результаты исследований могут быть востребованы при трансформации естественных ландшафтов, а также реализации конструкторских решений, связанных с проектированием искусственных ландшафтов, используемых для улучшения качества природных вод, а также максимизации будущих экосистемных услуг.

Ключевые слова: буферная полоса; фитоценозы трав водораздельных лугов; *Salix alba*; азот; продуктивность; фитоэкстракция; эвтрофикация.

Образец цитирования:

Родькин ОИ, Бутько АА. Фитоценозы трав внепойменных лугов в качестве вегетативных фильтров для минимизации загрязнения водных объектов азотом: потенциал использования. Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2026;2:43–53.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-43-53>

For citation:

Rodzkin AI, Butsko AA. Phytocenoses of grasses of non-flood-plain meadows as vegetative filters for minimizing nitrogen pollution of water bodies: potential use. Journal of the Belarusian State University. Ecology. 2026;2:43–53. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-43-53>

Авторы:

Олег Иванович Родькин – доктор биологических наук, профессор; директор.
Андрей Анатольевич Бутько – кандидат биологических наук, доцент кафедры энергоэффективных технологий.

Authors:

Aleh I. Rodzkin, doctor science (biology), full professor; director.
aleh.rodzkin@rambler.ru
Andrei A. Butsko, PhD (biology), associate professor at the department of energy efficient technologies.
butko_andrei@mail.ru

PHYTOCENOSSES OF GRASSES OF NON-FLOODPLAIN MEADOWS AS VEGETATIVE FILTERS FOR MINIMIZING NITROGEN POLLUTION OF WATER BODIES: POTENTIAL USE

A. I. RODZKIN^a, A. A. BUTSKO^a

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daŭhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus
Corresponding author: A. A. Butsko (butko_andrei@mail.ru)

This article presents the results of an assessment of the phytoextraction capacity of grass communities in non-floodplain meadows within the design of buffer strips used to minimize nitrogen pollution of aquatic ecosystems. The scientific novelty of this study lies in establishing the phytoextraction capacity of grass communities for nitrogen, as well as their impact on the potential for reducing the critical load of eutrophication. Natural phytocenoses are represented by 312 grass associations growing in five plant formations (meadow heathlands (MH), normal dry meadows (NDM), dry temporarily excessively wet meadows (DTEWM), swampy meadows (SM), and peat meadows (PM)). Biological accumulation of the element in the aboveground phytomass of plant associations varies from 50.3 ± 17.1 kg/ha (DTEWM) to 56.4 ± 23.9 kg/ha (NDM). Meadow heathland grass communities have a minimum nitrogen accumulation level of 5.2 ± 2.5 kg/ha. No significant differences in nitrogen accumulation levels were found among the plant communities (NDM, TRIWM, SM, and PM). Within the NDM and SM plant communities, significant differences in the levels of biological accumulation of the element were found among the grass communities. In the plant formations NDM, TRIWM, SM, PM, the nitrogen accumulation capacity of natural meadow phytocenoses is inferior to the accumulation capacity of white willow by 43.2–49.6 %; in the MH formation – 94.8 %. In two grass associations, the phytoextraction capacity significantly exceeds the accumulating capacity of willow. The four grass associations have comparable accumulation capacity values. Meadow heathland phytocenoses have the lowest specific potential for reducing the critical load for eutrophication ($0.012 \cdot 10^{-2}$ – $0.033 \cdot 10^{-2}$ eq. kg $\text{PO}_4^{3-}/\text{m}^2$). Other plant formations have a more significant specific potential, averaging $0.187 \cdot 10^{-2}$ eq. kg $\text{PO}_4^{3-}/\text{m}^2$, ranging from $0.053 \cdot 10^{-2}$ to $0.528 \cdot 10^{-2}$ eq. kg $\text{PO}_4^{3-}/\text{m}^2$. The research results may be useful in transforming natural landscapes, as well as implementing design solutions related to the design of artificial landscapes used to improve the quality of natural waters and maximize future ecosystem services.

Keywords: buffer strip; phytocenoses of grasses of watershed meadows; *Salix alba*; nitrogen; productivity; phytoextraction; eutrophication.

Введение

Водные ресурсы являются национальным достоянием во всех странах мира и относятся к ключевым показателям устойчивого развития общества в социальных, экономических и экологических аспектах. Анализ многолетних рядов данных мониторинга поверхностных вод свидетельствуют о том, что приоритетными веществами, избыточные концентрации которых чаще других фиксировались в воде поверхностных водных объектов Республики Беларусь, являются биогенные элементы (соединения азота, фосфора) [1]. Значительное количество загрязняющих веществ поступает в водные объекты вследствие диффузного загрязнения со сточными, тальными и дождевыми водами с сельскохозяйственных территорий [2]. Это связано с расширением использования неорганических азотных и фосфорных удобрений, что приводит к избыточному содержанию азота и фосфора в природных водах и эвтрофикации поверхностных водных объектов [3; 4].

Своеобразие процесса антропогенного эвтрофирования предъявляют особые требования к выбору путей и методов контроля¹, а также защиты водных экосистем [5]. Конструирование и управление вегетативными фильтрами является одним из ключевых методов по смягчению негативного воздействия химизации сельского хозяйства на окружающую среду [6], что достигается путем накопления биогенных элементов с территории сельскохозяйственных угодий в фитоценозах и сокращения их поступления в водные объекты [7; 8]. Вегетативные фильтры создаются из уже существующей естественной растительности либо из искусственных насаждений [9].

Известно, что потенциал управления водными ресурсами в снижении концентрации питательных веществ в поверхностном стоке может варьироваться в зависимости от типа растительности и их характеристик [10]. Обобщенные результаты обзора литературы свидетельствуют о том, что эффективность поглощения азота в комбинированных вегетативных фильтрах из древесной и травянистой растительности варьирует от 75 до 95 %; травянистой растительности от 4 до 70 % [11].

Сведения об эффективности поглощения питательных веществ различными типами растительности достаточно противоречивы. Проведенными исследованиями [12; 13] установлено как минимальное и (или)

¹РД 52.24.620-2000. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2001. 39 с.

нулевое, так и значимые различия влияния типа растительности на эффективность удаления питательных веществ [14], причем последние указывают на значительную эффективность травянистой растительности. Достоверно известно, что фиторемедиационная эффективность вегетативных фильтров определяется основными факторами: биологической продуктивностью растений и их аккумулирующей способностью в отношении загрязнителя [15–17].

Цель исследования – изучение аккумулирующей способности естественных фитоценозов трав водораздельных лугов в отношении азота, а также их потенциального влияния на снижение уровня эвтрофикации.

Материалы и методы исследований

Естественные фитоценозы представлены 312 ассоциациями трав, произрастающих на 5 растительных формациях. Растительная формация луговых пустошей представлена 4 фитоценозами: нормальных суходольных лугов – 41 фитоценоз, суходольных временно избыточно увлажняемых лугов – 120, заболоченных лугов – 110, торфяных лугов – 37 [18].

Аккумуляция азота фитоценозами рассчитана по показателям биологической продуктивности надземной фитомассы растений за период вегетации и содержания в них сырого протеина:

$$N_{ак} = БП \cdot (СП/6,25),$$

где $N_{ак}$ – аккумуляция азота фитоценозом, кг/га; БП – биологическая продуктивность надземной фитомассы, ц/га; СП – массовая доля сырого протеина в сухом веществе, %; 6,25 – коэффициент пересчета общего содержания азота на сырой протеин.

В основе определения массовой доли сырого протеина в сухом веществе лежит титриметрический метод определения азота по Кьельдалю². Сведения об аккумулирующей способности ивы белой (*Salix alba* L.) получены на основании данных вегетационного и полевого опытов проведенных в 2008–2025 гг. [19; 20].

Потенциальное снижение критической нагрузки на водный объект по эвтрофикации растительностью определено на основании стехиометрического подхода, при котором устанавливается эквивалентность макропитательных веществ на основе их появления в фитомассе [21].

Статистический и графический анализ результатов исследований выполнен с использованием *Statistica v.10*. Дисперсионный анализ (ANOVA) осуществлен методом апостериорного сравнения средних неравных выборок (Unequal N HSD) при уровне значимости 0,05. Проверка гипотезы о нормальности распределения методом Шапиро – Уилка.

Результаты исследования и их обсуждение

Содержание азота в надземной фитомассе трав луговых пустошей составляет $7,58 \pm 1,62$ г/кг (рис. 1).

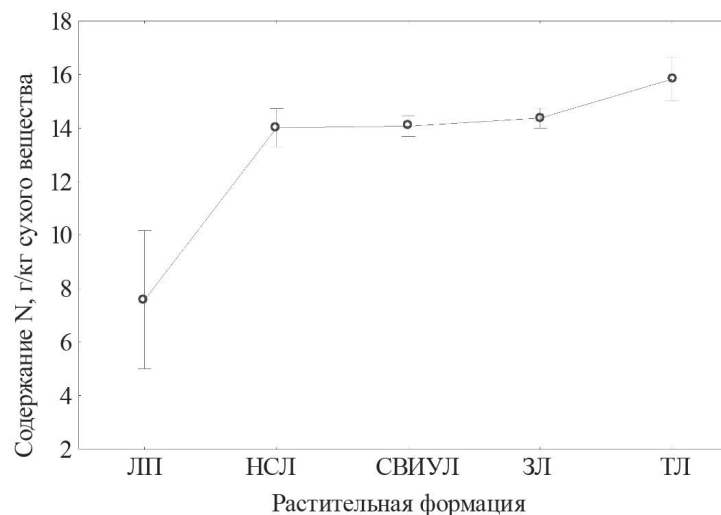


Рис. 1. Содержание азота в фитоценозах растительных формаций: ЛП – луговые пустоши, НСЛ – нормальные суходольные луга, СВИУЛ – судольные временно избыточно увлажняемые луга, ЗЛ – заболоченные луга, ТЛ – торфяные луга

Fig. 1. Nitrogen content in phytocenoses of plant formations: MP – meadow wastelands, NDM – normal dry meadows, DMTEM – dry meadows with temporary excessive moisture, SM – swampy meadows, PM – peat meadows

²ГОСТ 13496.4–2019. Корма, комбикорма, комбикормовое сырье. Методы определения содержания азота и сырого протеина. Введ. РБ 10.04.2020. Москва: Стандартинформ, 2019. 24 с.

Среди ценозов максимальным содержанием азота обладает булавоносец седоватый (9,06 г/кг) на дерново-слабоподзоленных песчаных почвах, минимальным – булавоносец седоватый+овсяница полеская (5,54 г/кг) на дерново-слабоподзоленных оглеенных внизу песчаных почвах.

Содержание азота в надземной фитомассе трав сухолюбивых избыточно увлажняемых лугов в среднем составляет $14,07 \pm 2,13$ г/кг (рис. 1). В ценозе черноголовка + манжетка + василек луговой + иван-да-марья на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, суглинистых и глинистых почвах, отмечено максимальное содержание азота (18,21 г/кг). Среди других ассоциаций повышенным содержанием элемента обладают разнотравье + люцерна серповидная (17,41 г/кг) и щучка дернистая + овсяница красная + разнотравье + мышиный горошек + клевер луговой (17,95 г/кг) на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, суглинистых и глинистых почвах; полевица Сырейщикова + овсяница луговая + разнотравье (17,41 г/кг) на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, песчаных и рыхлосупесчаных почвах; гребенник обыкновенный + овсяница луговая + душистый колосок + щавель кислый + лютик едкий (17,38 г/кг) на дерново-глееватых связносупесчаных почвах. В ассоциации лютик ползучий + клевер луговой + щучка дернистая + тимopheевка луговая + овсяница красная на дерново (перегнойно)-глееватых с намытым верхом суглинистых почвах содержание элемента достигает минимального значения (7,39 г/кг). Пониженным содержанием азота обладают ценозы на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, супесчаных почвах – щучка дернистая + душистый колосок+овсяница красная + василек луговой + погребок большой (9,34 г/кг); на дерново-глееватых связносупесчаных почвах – лютики + погребок большой+тимopheевка луговая + щучка дернистая (9,60 г/кг).

Дисперсионный анализ свидетельствует о значимых отличиях в уровнях содержания азота между ценозами трав произрастающих на дерново (перегнойно)-глееватых карбонатных супесчаных, рыхлосупесчаных почвах и фитоценозами на дерново-перегнойно-карбонатных глееватых суглинистых почвах, в которых средний уровень содержания элемента составил $13,43 \pm 0,82$ и $15,98 \pm 1,13$ г/кг соответственно. На других почвах колебания уровня азота в ценозах относительно среднего значения не превышает 5 %.

Содержание азота в надземной фитомассе трав заболоченных лугов в среднем составляет $14,37 \pm 1,95$ г/кг (рис. 1). На дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, суглинистых и глинистых почвах, отмечено максимальное содержание азота 18,72 г/кг (хвощ луговой + таволга вязолистная + осока обыкновенная); суглинистых и супесчаных почвах 18,27–18,67 г/кг (подмаренник настоящий + василек луговой, осока обыкновенная, вахта+клевер гибридный). Минимальным содержанием обладает лапчатка прямая+молиния голубая (5,71 г/кг) на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, рыхлосупесчаных и песчаных почвах. Среди других ценозов пониженное содержание элемента выявлено на торфянисто-глееватых почвах низинного типа в ассоциациях сабельник болотный + осока просьяная + осока обыкновенная (6,34 г/кг), болотное разнотравье + осока пузырчатая + осока сжатая и вейник незамечаемый + полевица собачья + осока сжатая (6,66 г/кг).

В фитоценозах на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, рыхлосупесчаных и песчаных почвах средний уровень азота ниже на 5,3 % по отношению к среднему уровню в растительной формации. На других почвах (дерново-карбонатных, дерново (перегнойно)-глееватых выщелочных, дерново-подзолисто-глееватых, торфянисто глееватых) колебания уровня не превышают 5 %.

Содержание азота в надземной фитомассе трав торфяных лугов в среднем составляет $15,83 \pm 2,46$ г/кг (рис. 1). В ценозах на торфяно-болотных почвах низинного типа на древесных торфах отмечено наибольшее содержание азота. В ассоциациях хвощ болотный + осока просьяная + осока желтая и вахта + таволга вязолистная + осока острая + острая просьяная содержание элемента достигает максимального значения (19,82–20,48 г/кг). На торфяно-болотных почвах с намытым верхом содержание азота в ценозах минимальное (7,54–8,22 г/кг): мелкие осоки + овсяница красная + хвощ + лютики, лютики + клевер шведский + щучка дернистая, лисохвост луговой + овсяница луговая + клевер гибридный + вахта + горец почечуйный.

Между ценозами на торфяно-болотных почвах низинного типа на древесных торфах, тростниковых торфах и древесных торфах с намытым верхом выявлены значимые отличия, в которых содержания элемента составил $18,52 \pm 2,15$, $13,64 \pm 0,92$ и $12,70 \pm 0,57$ г/кг соответственно.

Колебание уровня азота среди ассоциаций на торфяно-глееватых почвах на черноольховых и осоковых торфах не превышает 5 %. В других ассоциациях колебание уровня варьирует от 7,5 % на торфяно-болотных почвах на черноольховых торфах до 19,8 % на древесных торфах с намытым верхом.

Среднегодовая биологическая продуктивность фитоценозов луговых пустошей составляет $6,7 \pm 2,0$ ц/га сухого вещества, варьируя от 4,7 до 8,7 ц/га (рис. 2).

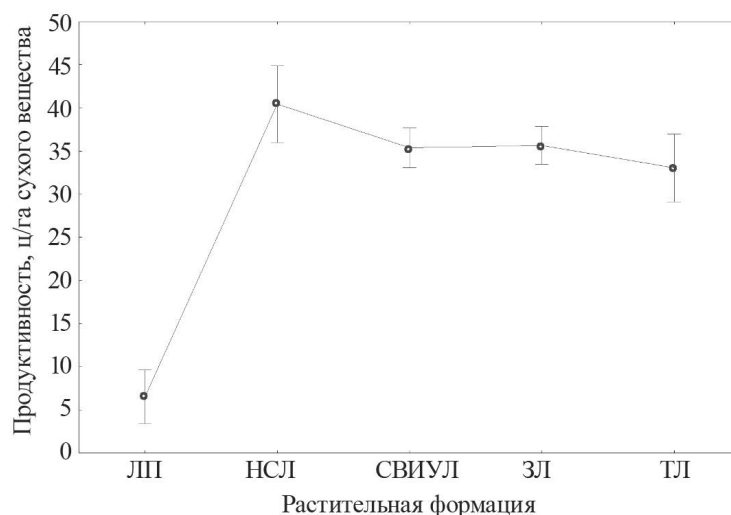


Рис. 2. Биологическая продуктивность фитоценозов растительных формаций: ЛП – луговые пустоши, НСЛ – нормальные суходольные луга, СВИУЛ – суходольные временно избыточно увлажняемые луга, ЗЛ – заболоченные луга, ТЛ – торфяные луга

Fig. 2. Biological productivity of phytocenoses of plant formations: MP – meadow wastelands, NDM – normal dry meadows, DMTEM – dry meadows with temporary excessive moisture, SM – swampy meadows, PM – peat meadows

Ценозы на дерново-слабоподзоленных песчаных почвах обладают наибольшей продуктивностью, которая в среднем составляет 8,2 ц/га (булавоносец седоватый). Минимальной продуктивностью обладают ассоциации на дерново-слабоподзоленных оглеенных внизу песчаных почвах – булавоносец седоватый + овсяница полесская, тонконог сизый + булавоносец седоватый (4,1–5,1 ц/га).

Среднегодовая биологическая продуктивность фитоценозов нормальных суходольных лугов составляет $39,7 \pm 14,0$ ц/га сухого вещества, варьируя от 14,6 до 62,9 ц/га (рис. 2). Максимальной продуктивностью (61,5–62,9 ц/га) обладают ассоциации на дерново палево-подзолистых глееватых суглинистых почвах (манжетка пастушья + василек луговой + душистый колосок + овсяница луговая); дерново палево-подзолистых временно увлажняемых суглинистых и связносупесчаных почвах (клевер ползучий (белый)), легкосуглинистых и связносупесчаных почвах (ежа сборная + тимopheевка луговая + душистый колосок + подорожник ланцетолистный + кульбаба осенняя + василек луговой). Минимальной продуктивностью обладают ценозы на дерново палево-подзолистых временно увлажняемых супесчаных и песчаных почвах 14,6 ц/га (манжетка пастушья + бедренец камнеломка + трясунка + белоус), суглинистых и связносупесчаных почвах 16,9 ц/га (василек луговой + черноголовка + белоус); на дерново палево-подзолистых оглеенных легкосуглинистых и связносупесчаных почвах 19,6 ц/га (полевица обыкновенная + василек луговой + погребок большой + овсяница красная + белоус; на дерново палево-подзолистых глееватых суглинистых почвах 24,9 ц/га (подорожник ланцетолистный + погребок большой + трясунка + душистый колосок + овсяница луговая). На дерново палево-подзолистых временно увлажняемых суглинистых и связносупесчаных почвах продуцирование фитомассы выше на 51,3 % чем на супесчаных и песчаных почвах.

Колебание уровня средней продуктивности среди ассоциаций на дерново палево-подзолистых глееватых суглинистых почвах, легкосуглинистых, суглинистых, связносупесчаных почвах и временно увлажняемых суглинистых и связносупесчаных почвах не превышает 4,8 %.

Среднегодовая биологическая продуктивность фитоценозов суходольных избыточно увлажняемых лугов составляет $35,4 \pm 12,8$ ц/га сухого вещества, варьируя от 15,3 до 73,5 ц/га (см. рис. 2). Ценозы на дерново (перегнойно)-глееватых с намытым верхом суглинистых почвах и дерново (перегнойно)-глееватых карбонатных суглинистых и супесчаных почвах обладают наибольшей продуктивностью, которая в среднем составляет $44,5 \pm 13,7$ и $43,8 \pm 13,4$ ц/га. На данных почвах наибольшей продуктивностью обладают клевер луговой + полевица обыкновенная (69,7 ц/га) и разнотравье + овсяница луговая + ежа сборная + мышиный горошек + люцерна серповидная (66,7 ц/га).

Значительной продуктивностью обладают ассоциации на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, песчаных и рыхлосупесчаных почвах (разнотравье + клевер луговой + щучка дернистая + овсяница луговая (71,9 ц/га)), супесчаных (клевер луговой + горец шерстистый + погребок большой + тимopheевка луговая + овсяница луговая (73,5 ц/га)), суглинистых и глинистых (райграсс высокий + люцерна серповидная (71,4 ц/га)). На супесчаных почвах средняя продуктивность ценозов

достигает максимального уровня ($37,4 \pm 14,6$ ц/га), который выше чем на суглинистых и глинистых почвах на 6,4 %; песчаных и рыхлосупесчаных на 17,9 %.

Минимальная продуктивность наблюдается в ценозах на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, суглинистых и глинистых почвах 15,3 ц/га (черноголовка + манжетка + василек луговой + иван-да-марья); песчаных и рыхлосупесчаных почвах 18,2 ц/га (бхарник шерстистый + щучка дернистая+осокапросяная+осокаобыкновенная+разнотравье(подорожникланцетолистный+подорожник большой); на дерново-подзолисто-глееватых суглинистых и связносупесчаных почвах 17,5 ц/га (разнотравье + трехзубка + белоус), супесчаных и песчаных почвах 17,5 ц/га (бухарник + овсяница луговая + разнотравье (василек луговой + подорожник ланцетолистный)).

В уровнях продуцирования фитомассы выявлены значимые отличия между ценозами на дерново-подзолисто-глееватых супесчаных и песчаных почвах, в которых показатель продуктивности $27,2 \pm 1,7$ ц/га, и ценозами на дерново-глееватых связносупесчаных почвах, дерново (перегнойно)-глееватых с намытым верхом суглинистых почвах со средним показателем $44,0 \pm 11,5$ ц/га. В других ценозах внутри растительной формации значимых отличий не выявлено.

На заболоченных лугах средняя продуктивность ценозов соответствует продуктивности полученной на суходольных избыточно увлажняемых лугах, показатель которой составляет $35,4 \pm 12,4$ ц/га сухого вещества, варьируя от 15,3 до 68,7 ц/га (рис. 2). Наименьшей продуктивностью обладают ценозы на дерново-перегнойно-глеевых, иногда выщелочных, рыхлосупесчаных и песчаных почвах ($23,9 \pm 9,3$ ц/га) и торфянисто-глеевых почвах низинного типа на осоково-гипновых торфах ($24,6 \pm 3,0$ ц/га). Минимальная продуктивность в ассоциациях на рыхлосупесчаных и песчаных почвах 12,4 ц/га (лютик прищинец + подмаренник болотный + осока обыкновенная); на осоково-гипновых торфах 21,1 ц/га (разнотравье + осока просяная + о. обыкновенная). Показатель максимальной продуктивности составляет 28,4 ц/га (калужница + вейник незамечаемый) и 41,1 ц/га (погремок большой+хвощ болотный). Среди ценозов значительным уровнем продуктивности на торфянисто-глеевых почвах обладает осока острая (66,2 ц/га); на дерново-перегнойно-глеевых, иногда выщелочных, суглинистых и супесчаных почвах лисохвост луговой + овсяница луговая + клевер гибридный + вахта + горец почечуйный (68,7 ц/га).

Колебание уровня продуцирования фитомассы среди ассоциаций на дерново карбонато-глеевых почвах, дерново подзолисто-глеевых почвах, дерново-перегнойно-глеевых, иногда выщелочных почвах, а также торфянисто-глеевых почвах не превышает 4,5 %.

На торфяных лугах продуктивность ценозов составляет $32,9 \pm 12,1$ ц/га сухого вещества, варьируя от 16,6 до 68,8 ц/га (рис. 2). В ассоциациях на торфяно-болотных почвах низинного типа на древесных торфах с намытым верхом показатели продуктивности максимальны и составляют от 39,0 (мелкие осоки + овсяница красная + хвощ + лютики) до 68,8 ц/га (лисохвост луговой + овсяница луговая+клевер гибридный + вахта + горец почечуйный). Минимальная продуктивность наблюдается в ценозах на торфяно-глеевых почвах низинного типа на осоковых торфах 16,7 ц/га (осока острая), черноольховых торфах 18,8 ц/га (пушица многоколосковая + осока сероватая; торфяно-болотных почвах низинного типа на древесных торфах 20,3 ц/га (хвощ болотный + осока желтая + осока обыкновенная), тростниковых торфах 22,3 ц/га (лапчатка прямая + гравилат речной + таволга вязолистная, ситник развесистый), на гипновых торфах 24,3 ц/га (таволга вязолистная + осока дернистая).

Между ценозами на торфяно-глеевых и торфяно-болотных почвах низинного типа значимых отличий в уровнях продуцирования фитомассы не выявлено, при этом колебание среднего уровня варьирует от 6,4 (торфяно-болотные почвы низинного типа на древесных торфах) до 60 % (торфяно-болотные почвы низинного типа на древесных торфах с намытым верхом).

Биологическая аккумуляция азота в ценозах луговых пустошей в среднем составляет $5,2 \pm 2,5$ кг/га, варьируя от 2,8 кг/га (булавоносец седоватый + овсяница полесская) до 7,9 кг/га (булавоносец седоватый).

Аккумуляция азота ценозами нормальных суходольных лугов в среднем составляет $56,4 \pm 23,9$ кг/га. Минимальным уровнем выноса элемента (18,8–19,2 кг/га) обладают ассоциации василек луговой + черноголовка + белоус, манжетка пастушья + бедренец камнеломка + трясунка + белоус; максимальным уровнем – разнотравье (манжетка пастушья + василек луговой) + душистый колосок + овсяница луговая (97,7 кг/га), клевер красный + полевица обыкновенная (100,6 кг/га).

Между ценозами на дерново палево-подзолистых временно увлажняемых супесчаных и песчаных почвах и ценозами на глееватых суглинистых почвах установлены значимые отличия в уровнях биологического выноса азота с надземной фитомассой растений (табл. 1). На супесчаных и песчаных почвах вынос элемента в среднем составляет $26,8 \pm 6,2$ кг/га, а на глееватых суглинистых почвах $73,1 \pm 21,9$ кг/га.

Биологическая аккумуляция азота ценозами суходольных временно избыточно увлажняемых лугов в среднем составляет $50,2 \pm 20,7$ кг/га. Минимальный уровень выноса элемента сопоставим со значениями в ценозах на нормальных суходольных лугах, который составил 18,8–19,4 кг/га (василек луговой + черноголовка + белоус, разнотравье + трехзубка + белоус). Максимальным уровнем выноса азота отмечены

ассоциации, в состав которых входит люцерна серповидная (люцерна серповидная + разнотравье + ежа сборная + трясунка ($103,8 \pm 22,7$ кг/га), разнотравье + овсяница луговая + ежа сборная + мышиный горошек + люцерна серповидная ($105,4$ кг/га), райграс высокий + люцерна серповидная ($124,5$ кг/га).

Необходимо отметить, что ценозы на дерново (перегнойно)-глееватых карбонатных суглинистых, супесчаных и с намывным верхом суглинистых почвах обладают наибольшим показателем биологического выноса азота ($63,5 \pm 22,7$ кг/га); минимальным – ценозы на дерново-подзолисто-глееватых суглинистых, связносупесчаных, супесчаных, песчаных почвах ($39,7 \pm 16,7$ кг/га). Влияние типов почв и их механического состава на уровень биологического выноса азота внутри растительной формации не выявлено (табл. 1).

Таблица 1

Результаты дисперсионного анализа влияния почв внепойменных лугов
на биологический вынос азота растительными формациями

Table 1

Results of dispersion analysis of the influence of soils of non-floodplain meadows
on the biological removal of nitrogen by plant formations

	ЛП		НСЛ		СВИУЛ		ЗЛ		ТЛ	
	Тип почвы	Механическое состояние почвы	Тип почвы	Механическое состояние почвы	Тип почвы	Механическое состояние почвы	Тип почвы	Механическое состояние почвы	Тип почвы	Механическое состояние почвы
D. f.	–	–	1	2	1	4	3	5	1	–
SS	–	–	57,5	3560,6	607,5	2823,0	209,9	4981,1	338,8	–
MS	–	–	57,5	1780,3	607,5	705,7	70,0	996,2	338,8	–
F	–	–	0,133	4,129	1,560	1,812	0,231	3,798	1,002	–
P-value	–	–	0,717	0,024	0,214	0,132	0,875	0,003	0,324	–
η_p^2	–	–	0,004	0,187	0,014	0,062	0,007	0,156	0,028	–
Obs. power	–	–	0,065	0,693	0,236	0,536	0,092	0,927	0,164	–

Примечание. D. f. – степень свободы, SS – сумма квадратов, MS – сумма квадратов внутри групп, F – критерий Фишера, P-value – p-уровень, η_p^2 – частичный эта-квадрат, Obs. power – наблюдаемая мощность.

Биологическая аккумуляция азота ценозами заболоченных лугов в среднем составляет $50,3 \pm 17,1$ кг/га. По отношению к ценозам на нормальных суходольных и суходольных временно избыточно увлажняемых лугах минимальный и максимальный уровень выноса азота несколько уступают (лапчатка прямая + молиния голубая ($12,4$ кг/га), подорожник + лапчатка прямая + овсяница красная ($17,3$ кг/га); лисохвост луговой + овсяница луговая + клевер гибридный + вахта + горец почечуйный ($90,4$ кг/га), осока острая ($91,7$ кг/га), сабельник болотный + осока пузырчатая ($101,4$ кг/га)).

Установлено, что в ценозах на дерново-перегнойно-глеевых, иногда выщелочных, суглинистых и супесчаных почвах уровень выноса элемента значительно превосходит уровень аккумуляции на рыхлосупесчаных и песчаных почвах (табл. 1), значения которых составляют $54,7 \pm 15,7$ и $31,6 \pm 19,1$ кг/га соответственно.

Биологическая аккумуляция азота ценозами торфяных лугов в среднем составляет $52,0 \pm 18,3$ кг/га. Минимальный уровень биологического выноса азота в ценозах торфяных лугов (пушица многоколосковая + осока сероватая, хвощ болотный + мелкие осоки (просяная и желтая), ситник скученный + ситник развесистый) в среднем на 37 % выше, чем в ценозах нормальных суходольных, суходольных временно избыточно увлажняемых и заболоченных лугов. В свою очередь показатель максимального выноса элемента ценозами (хвощ болотный + осока просяная + осока обыкновенная, осока острая, лисохвост луговой + овсяница луговая + клевер гибридный + вахта + горец почечуйный) уступает аналогичному показателю на 15 %. Влияние типов почв и их механического состава на уровень биологического выноса азота внутри растительной формации не выявлено (см. табл. 1).

Фитоценозы луговых пустошей обладают минимальным удельным потенциалом снижения критической нагрузки по эвтрофикации ($0,012 \cdot 10^{-2}$ – $0,033 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$), что, в первую очередь, обусловливается низкой биологической продуктивностью растительных ассоциаций. Другие растительные формации обладают более существенным удельным потенциалом, который в среднем составляет $0,187 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$ варьируя от $0,053 \cdot 10^{-2}$ до $0,528 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$ (табл. 2).

Таблица 2

Удельный потенциал снижения критической нагрузки по эвтрофикации растительными формациями водораздельных лугов, экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$

Table 2

Specific potential for reducing the critical load of eutrophication by plant formations of watershed meadows, eq. kg $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$

Растительная формация	<i>n</i>	$\bar{X} \cdot 10^{-2}$	$\sigma \cdot 10^{-2}$	Min $\cdot 10^{-2}$	Max $\cdot 10^{-2}$
Луговые пустоши	4	0,022	0,011	0,012	0,033
Нормальные суходольные луга	41	0,239	0,101	0,080	0,426
Суходольные временно избыточно увлажняемые луга	120	0,212	0,087	0,080	0,528
Заболоченные луга	110	0,213	0,073	0,053	0,430
Торфяные луга	37	0,221	0,078	0,115	0,383

Примечание. *n* – количество фитоценозов, $\bar{X}$ – среднее арифметическое, σ – среднеквадратическое отклонение, Me – медиана; Min – минимальное, Max – максимальное.

Удельный потенциал снижения критической нагрузки по эвтрофикации ивой белой в среднем составляет $0,421 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$ управляемой полосы, варьируя в диапазоне $0,292 \cdot 10^{-2}$ – $0,473 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$.

Среди фитоценозов трав превосходящим показателем среднего удельного потенциала ивы белой обладают клевер красный + полевица обыкновенная ($0,426 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново-палево-подзолистой суглинистой почве (НСЛ); разнотравье + овсяница луговая + ежа сборная + мышиный горошек + люцерна серповидная ($0,447 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$), люцерна серповидная + разнотравье + ежа сборная + трясунка ($0,440 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново (перегнойно)-глееватых карбонатных суглинистых и супесчаных почвах; райграс высокий + люцерна серповидная ($0,528 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, суглинистых и глинистых почвах; клевер луговой + полевица обыкновенная ($0,424 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново (перегнойно)-глееватых с намытым верхом суглинистых почвах (СВИУЛ); сабельник болотный+осока пузырчатая ($0,430 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на торфянисто-глеевых почвах низинного типа на черноольховых торфах (ЗЛ).

Значительным потенциалом обладают ассоциации:

– нормальных суходольных лугов: манжетка пастушья + василек луговой + душистый колосок + овсяница луговая, разнотравье + полевица обыкновенная, разнотравье + полевица обыкновенная + овсяница красная + овсяница луговая ($0,340 \cdot 10^{-2}$ – $0,417 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново-палево-подзолистой суглинистой почве; ежа сборная + тимopheевка луговая + душистый колосок + подорожник ланцетолистный + кульбаба осенняя + василек луговой ($0,400 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново-палево-подзолистой оглеенной легкосуглинистой и связносупесчаной почве; разнотравье + ежа сборная + овсяница луговая, звездчатка злчаная + поповник обыкновенный + погребок большой + клевер луговой + трясунка, поповник обыкновенный + тысячелистник обыкновенный + тимopheевка луговая+щучка дернистая + овсяница луговая + овсяница красная, клевер ползучий+лютик едкий + тимopheевка луговая + овсяница луговая, клевер ползучий (белый), погребок большой + овсяница луговая + тимopheевка луговая ($0,309 \cdot 10^{-2}$ – $0,372 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново-палево-подзолистой временно увлажняемой суглинистой и связносупесчаной почве;

– суходольных временно избыточно увлажняемых лугов: клевер красный + овсяница луговая + овсяница красная + гусятная лапка + лютик едкий + раковые шейки ($0,293 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново-перегнойно-карбонатных глееватых суглинистых почвах; тимopheевка луговая + щучка дернистая + овсяница красная + овсяница луговая ($0,327 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$), клевер ползучий + щучка дернистая ($0,298 \cdot 10^{-2}$ экв. кг $\text{PO}_4^{3-}/\text{м}^2$) на дерново-подзолисто-глееватых суглинистых и связносупесчаных почвах;

клевер ползучий + щучка дернистая клевер красный + овсяница луговая + овсяница красная + гусиная лапка + лютик едкий + раковые шейки ($0,293 \cdot 10^2$ – $0,298 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2), клевер луговой + горец шерстистый + погребок большой + тимopheевка луговая + овсяница луговая, погребок большой + овсяница луговая + тимopheевка луговая, разнотравье + люцерна серповидная, щучка дернистая + овсяница красная + разнотравье + мышиный горошек + клевер луговой ($0,356 \cdot 10^2$ – $0,382 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, суглинистых и глинистых супесчаных почвах; разнотравье + клевер луговой + щучка дернистая + овсяница луговая ($0,390 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, песчаных и рыхлосупесчаных почвах; трясунка + овсяница луговая + манжетка пастушья + василек, гребенник обыкновенный + овсяница луговая + душистый колосок + щавель кислый + лютик едкий, василек луговой + погребок большой + хвощ луговой + душистый колосок + тимopheевка луговая + овсяница луговая ($0,299 \cdot 10^2$ – $0,351 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на дерново-глееватых связносупесчаных почвах; мятлик луговой + клевер ползучий ($0,324 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на дерново (перегнойно)-глееватых с намытым верхом суглинистых почвах;

– заболоченных лугов: разнотравье (лютик едкий) + чина луговая ($0,363 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на дерново-карбонатно-глеевых суглинистых почвах; разнотравье (хвощ луговой + таволга вязолистная) + осока обыкновенная ($0,360 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на дерново (перегнойно)-глеевых, иногда выщелочных, суглинистых и глинистых почвах; подмаренник настоящий + василек луговой, хвощ топяной + осока острая, клевер луговой + чина луговая + василистник узколистый, тимopheевка луговая + василек луговой + таволга вязолистная + вербейник обыкновенный, таволга вязолистная + щучка дернистая + осока острая + о. обыкновенная, осока острая + таволга вязолистная + бодяк речной, овсяница красная + подмаренник настоящий + щавель кислый, осока обыкновенная, лютик прищинец + мятлик луговой, осока обыкновенная + полевица Сырейщикова + щучка дернистая, валериана пышная + таволга вязолистная + раковые шейки, погребок большой + лютик ползучий + овсяница красная + полевица гиганская + щучка дернистая, лисохвост луговой + овсяница луговая + клевер гибридный + вахта + горец почечуйный ($0,332 \cdot 10^2$ – $0,389 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на дерново (перегнойно)-глеевых, иногда выщелочных, суглинистых и супесчаных почвах; осока острая + хвощ топяной, осока острая ($0,292 \cdot 10^2$ – $0,383 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на торфянисто-глеевых почвах низинного типа на осоковых торфах;

– торфяных лугов: хвощ болотный + осока просяная + осока обыкновенная, вейник замечаемый + осока пузырчатая ($0,353 \cdot 10^2$ – $0,359 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на торфяно-глеевых почвах низинного типа на черноольховых торфах; таволга вязолистная ($0,300 \cdot 10^2$ – $0,325 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на торфяно-болотных почвах низинного типа на древесных торфах; лисохвост луговой + овсяница луговая + клевер гибридный + вахта + горец почечуйный ($0,325 \cdot 10^2$ экв. кг PO_4^{3-}/m^2) на торфяно-болотных почвах низинного типа на древесных торфах с намытым верхом.

Заключение

Обобщив выше представленные результаты исследований, констатируем, что среди фитоценозов трав водораздельных лугов значимые отличия в уровнях содержания азота выявлены в ценозах луговых пустошей и торфяных лугов. Биологическая продуктивность ценозов луговых пустошей существенно уступает по уровню продуцирования фитомассы.

В растительных формациях НСЛ, СВИУЛ, ЗЛ, ТЛ аккумулирующая способность азота фитоценозами естественных лугов уступает аккумулирующей способности ивы белой на 43,2–49,6 %; в формации ЛП – 94,8 %.

Сопоставимым с уровнем фитоэкстракционной способности ивы белой и ее удельным потенциалом снижения критической нагрузки по эвтрофикации обладают фитоценозы: клевер красный + полевица обыкновенная на дерново-палево-подзолистой суглинистой почве (НСЛ); разнотравье + овсяница луговая + ежа сборная + мышиный горошек + люцерна серповидная, люцерна серповидная + разнотравье + ежа сборная + трясунка на дерново (перегнойно)-глееватых карбонатных суглинистых и супесчаных почвах; райграс высокий + люцерна серповидная на дерново-перегнойно-глееватых, иногда выщелочных, суглинистых и глинистых почвах; клевер луговой + полевица обыкновенная на дерново (перегнойно)-глееватых с намытым верхом суглинистых почвах (СВИУЛ); сабельник болотный + осока пузырчатая на торфянисто-глеевых почвах низинного типа на черноольховых торфах (ЗЛ).

В других ассоциациях растительных формаций водораздельных лугов удельный потенциал снижения критической нагрузки по эвтрофикации значительно уступает искусственным насаждениям ивы белой.

Представленные результаты исследований могут быть востребованы при трансформации естественных ландшафтов и при реализации конструкторских решений по проектированию искусственных

биоэнергетических ландшафтов, используемых для улучшения качества природных вод, а также максимизации будущих экосистемных услуг.

Библиографические ссылки

1. Мельник ЕА, редактор. *Национальная система мониторинга окружающей среды в Республике Беларусь: результаты наблюдений, 2024 год*. Минск: Белгидромет; 2024. 550 с.
2. Наumenко МА. *Эвтрофирование озер и водохранилищ: учебное пособие*. Санкт-Петербург: Российский государственный гидрометеорологический университет; 2007. 99 с.
3. *К водной безопасности Беларуси: сводный отчет*. Париж: OECD Publ.; 2020. 93 с.
4. *Экологический доклад по стратегической экологической оценке по проекту «Стратегии в области охраны окружающей среды Республики Беларусь на период до 2035 года»*. Минск: Минприроды; 2021. 221 с.
5. Родькин ОИ, Бутько АА. Экологические аспекты контроля биогенных элементов и производства возобновляемой биомассы в сельскохозяйственных экосистемах. *Экологический вестник*. 2010;2:117–123.
6. Marshall E, Moonen A. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2002;89(1/2):5–21.
7. Borin M, Passoni M, Thiene M, Tempesta T. Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy*. 2010;32(1):103–111.
8. Dorioz J-M, Wang D, Poulenard J, Trévisan D. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2006;117(1):4–21.
9. Hickey MBC, Doran B. A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Quality Research Journal of Canada*. 2004;39(3):311–317.
10. Kumwimba MN, Akter S, Li X, Dzakpasu M, Ifon BE, Manirakiza B, Muyembe DK, Zhang Y, Huang J, Guadie A. Nutrient and sediment retention by riparian vegetated buffer strips: Impacts of buffer length, vegetation type, and season. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2024;369(1):135–146.
11. Hawes E, Smith M. Riparian buffer zones: functions and recommended widths. Yale: Yale School of Forestry and Environmental Studies, 2005. 15 p.
12. Schmitt TJ, Dosskey MG, Hoagland KD. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environment Quality*. 1999;28(5):1479–1489.
13. Uusi-Kämpä J, Braskerud B, Jansson H, Syversen N, Uusitalo R. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 2000;29(1):151–158.
14. Cooper JR, Gilliam JW, Jacobs JC. Riparian areas as a control of nonpoint pollutants. *Watershed research perspectives*. 1986;60(1):166–191.
15. Vamerali T, Marchiol L, Bandiera M, Fellet G, Dickinson NM, Lucchini P, Mosca G, Zerbi G. Advances in agronomic management of phytoremediation: methods and results from a 10-year study of metal-polluted soils. *Italian Journal of Agronomy*. 2012;7(e42):323–330.
16. Mleczek M, Rutkowski P, Rissmann I, Kaczmarek Z, Golinski P, Szentner K, Strażyńska K, Stachowiak A. Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis*. *Biomass and Bioenergy*. 2010;34(9):1410–1418.
17. McGrath SP, Zhao FJ. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*. 2003;14(3):277–282.
18. Санько ПМ. *Естественные луга Беларуси, их характеристика и оценка*. Минск: Наука и техника; 1983. 247 с.
19. Бутько АА, Родькин ОИ, Пашинский ВА. Продукционные характеристики *Salix alba* и ее фитоэкстракционная способность в отношении азота и фосфора. *Вестник БрУ. Серия 5. Біялогія*. 2023;2:8–18.
20. Бутько АА, Родькин ОИ, Ракович ВА, Маркитантов НР. Оценка влияния уровня минерального питания на морфологические параметры и аккумуляцию биогенных элементов в биомассе быстрорастущей ивы. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021. 4:54–64.
21. Heijungs R, Guinée J, Huppes G. Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds. Part 1. Leiden: Centrum voor Milieukunde; 1992. p. 96.

References

1. Melnik EA, editor. *Natsional'naya sistema okruzhayushchey sredy v Respublike Belarus': rezul'taty issledovaniya, 2024 god* [National environmental monitoring system in the Republic of Belarus: observation results, 2024]. Minsk: Belhydromet; 2024. 550 p. Russian.
2. Naumenko MA. *Evtrofirovaniye ozer i vodokhranilishch: uchebnoye posobiye* [Eutrophication of Lakes and Reservoirs]. Saint Petersburg: Russian State Hydrometeorological University; 2007. 99 p. Russian.
3. *K vodnoy bezopasnosti Belarusi: svod. otchet*. [Towards Water Security in Belarus: A Summary Report]. Paris: OECD Publ.; 2020. 93 p. Russian.
4. *Ekologicheskiy doklad po strategicheskoy roli v proyekte «Strategii v oblasti okhrany okruzhayushchey sredy v Respublike Belarus' na period do 2035 goda»* [Environmental report on the strategic environmental assessment of the project «Strategy for Environmental Protection of the Republic of Belarus for the period up to 2035»]. Minsk: Ministry of Natural Resources and Environmental Protection; 2021. 221 p. Russian.
5. Rodzkin AI, Butsko AA. *Ekologicheskiye aspekty kontrolya biogennykh elementov i proizvodstva vobnovlyayemoy biomassy v sel'skokhozyaystvennykh ekosistemakh* [Ecological aspects of nutrient control and renewable biomass production in agricultural ecosystems]. *Ecological bulletin*. 2010;2:117–123. Russian.
6. Marshall E, Moonen A. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2002;89(1/2):5–21.

7. Borin M, Passoni M, Thiene M, Tempesta T. Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy*. 2010;32(1):103–111.
8. Dorioz J-M, Wang D, Poulenard J, Trévisan D. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2006;117(1):4–21.
9. Hickey MBC, Doran B. A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Quality Research Journal of Canada*. 2004;39(3):311–317.
10. Kumwimba MN, Akter S, Li X, Dzakupasu M, Ifon BE, Manirakiza B, Muyembe DK, Zhang Y, Huang J, Guadie A. Nutrient and sediment retention by riparian vegetated buffer strips: Impacts of buffer length, vegetation type, and season. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2024;369(1):135–146.
11. Hawes E, Smith M. Riparian buffer zones: functions and recommended widths. Yale: Yale School of Forestry and Environmental Studies, 2005. 15 p.
12. Schmitt TJ, Dosskey MG, Hoagland KD. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environment Quality*. 1999;28(5):1479–1489.
13. Uusi-Kämpä J, Braskerud B, Jansson H, Syversen N, Uusitalo R. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 2000;29(1):151–158.
14. Cooper JR, Gilliam JW, Jacobs JC. Riparian areas as a control of nonpoint pollutants. *Watershed research perspectives*. 1986;60(1):166–191.
15. Vamerali T, Marchiol L, Bandiera M, Fellet G, Dickinson NM, Lucchini P, Mosca G, Zerbi G. Advances in agronomic management of phytoremediation: methods and results from a 10-year study of metal-polluted soils. *Italian Journal of Agronomy*. 2012;7(e42):323–330.
16. Mleczek M, Rutkowski P, Rissmann I, Kaczmarek Z, Golinski P, Szentner K, Strażyńska K, Stachowiak A. Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis*. *Biomass and Bioenergy*. 2010;34(9):1410–1418.
17. McGrath SP, Zhao FJ. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*. 2003;14(3):277–282.
18. Sanko PM. *Yestestvennyye luga Belarusi, ikh kharakteristiki i otsenka* [Natural meadows of Belarus their characteristics and assessment]. Minsk: Science and Technology; 1983. 247 p. Russian.
19. Butsko AA, Rodzkin AI, Pashynski VA. *Produksionnyye kharakteristiki Salix alba i yeye fitoekstraktsionnaya sposobnost' v ot-noshenii azota i fosfora* [Production characteristics of *Salix alba* and its phytoextraction ability in regard to nitrogen and phosphorus]. *Vesnik BrU. Series 5. Biology*. 2023;2:8–18. Russian.
20. Butsko A, Rodzkin A, Rakovich V, Markitantov N. *Otsenka vliianiia urovnia mineral'nogo pitaniia na morfologicheskie parametry i akumulatsiiu biogennykh elementov v biomasse bystrorastushchei ivy* [Assessment of the influence of the level of mineral nutrition on the morphological parameters and accumulation of biogenous elements in the biomass of the fast-growing willow]. *Journal of Belarusian State University. Ecology*. 2021;4:54–64. Russian.
21. Heijungs R, Guinée J, Huppes G. Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds. Part 1. Leiden: Centrum voor Milieukunde; 1992. p. 96.

Статья поступила в редколлегию 05.05.2026.
Received by editorial board 05.05.2026.

РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

УДК (630*228.8(176.321.5)+182.46+231.1+182.47):539.163(546.36+546.42)

ТЕКУЩИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ^{137}Cs И ^{90}Sr ЭЛЕМЕНТОВ ЧЕРНООЛЬХОВЫХ ЛЕСОВ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Д. К. ГАРБАРУК¹⁾, С. В. ШУМАК¹⁾, А. В. УГЛЯНЕЦ¹⁾

¹⁾Полесский государственный радиационно-экологический заповедник,
ул. Терешковой, 7, 247618, г. Хойники, Беларусь

В зоне отчуждения Чернобыльской АЭС за период 2019–2025 гг. изучены текущие изменения в накоплении ^{137}Cs и ^{90}Sr органами и тканями растений основных элементов (древостой, подрост и подлесок, фоновые виды живого напочвенного покрова) высоковозрастных фитоценозов ольхи черной снытевого, папоротникового и осокового типов леса. За 6 лет текущая радиационная обстановка в черноольшаниках существенно улучшилась. Плотность загрязнения почв ^{137}Cs в 2019 г. составляла 364,3–655,8 кБк/м², в 2025 г. – 323,9–496,8 кБк/м², ^{90}Sr – 88,9–219,9 и 76,4–130,1 кБк/м² соответственно. В этот период мощность дозы γ -излучения ежегодно снижалась на 3,4–6,3 %, удельная активность ^{137}Cs в 20-сантиметровых слоях почвы – на 3,1–5,5 %, ^{90}Sr – на 0,6–9,9 %,

Образец цитирования:

Гарбарук ДК, Шумак СВ, Углянец АВ. Текущие изменения загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr элементов черноольховых лесов в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:54–72.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-54-72>

For citation:

Garbaruk DK, Shumak SV, Uglyanets AV. Current contamination changes of ^{137}Cs and ^{90}Sr in black alder forests elements in the Chernobyl nuclear power plant exclusion zone. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:54–72. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-54-72>

Авторы:

Дмитрий Константинович Гарбарук – заведующий отделом экологии растительных комплексов.
Светлана Васильевна Шумак – аспирант; младший научный сотрудник отдела экологии растительных комплексов.
Анатолий Владимирович Углянец – кандидат сельскохозяйственных наук, доцент; ведущий научный сотрудник отдела экологии растительных комплексов.

Authors:

Dmitriy K. Garbaruk, head of the department of ecology of vegetative complexes.
dmitrijgarbaruk@gmail.com
Svetlana V. Shumak, postgraduate student; junior researcher at the department of ecology of vegetative complexes.
shumaksvetlana@mail.ru
Anatoliy V. Uglyanets, PhD (agriculture), docent; leading researcher at the department of ecology of vegetative complexes.
uhlianets@mail.ru

плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в большинстве насаждений – на 1,6–4,0 %, ^{90}Sr – 2,3–6,8 %. В отдельных насаждениях плотность загрязнения почв ^{137}Cs и ^{90}Sr увеличивалась. Изменения показателей текущего загрязнения почв обусловлены особенностями гидрологических режимов почв в разных типах леса под влиянием погодных-климатических условий и поведением в них ^{137}Cs и ^{90}Sr . В 2019–2025 гг. удельная активность ^{137}Cs в структурных компонентах деревьев ольхи черной находилась на уровне 0,66–9,67 кБк/кг, ^{90}Sr – 0,07–2,57 кБк/кг, коэффициенты перехода ^{137}Cs в ее органы и ткани составляли $(2,0\text{--}27,2)\times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, ^{90}Sr – $(0,7\text{--}13,2)\times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, в органы растений подростов и подлеска – $(3,1\text{--}37,5)\times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, ^{90}Sr – $(2,0\text{--}27,9)\times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, ^{137}Cs в части фитомассы живого напочвенного покрова – $(9,9\text{--}267,4)\times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, ^{90}Sr – $(1,4\text{--}24,3)\times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. За анализируемое время показатели загрязнения частей растений этими радионуклидами в элементах черноольховых фитоценозов изменялись разными темпами и в разных направлениях, различаясь по годам, типам леса и между собой в пределах этапов наблюдений. Суммарно во всех растениях всех типов леса коэффициенты перехода ^{137}Cs уменьшились у 50,6 % органов и тканей, ^{90}Sr – у 30,3 %. Установлены усредненные ранжированные ряды частей деревьев ольхи черной по загрязнению их ^{137}Cs (древесина < кора < ветви < листья < корни) и ^{90}Sr (древесина < ветви < корни < листья < кора); наиболее частые распределения органов подростов и подлеска (стволики < корни < листья); ранжированные ряды видов подростов и подлеска и ряды фоновых видов живого напочвенного покрова по коэффициентам перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в их органы или части фитомассы. Разные уровни и векторы перехода радионуклидов в органы и ткани растений определены эдафическими и погодными-климатическими условиями, спецификой их депонирования разными видами растений.

Ключевые слова: зона отчуждения Чернобыльской атомной электростанции; черноольшаник; тип леса; почва; элемент фитоценоза; органы и ткани растений; ^{137}Cs ; ^{90}Sr ; удельная активность; коэффициент перехода.

CURRENT CONTAMINATION CHANGES OF ^{137}Cs AND ^{90}Sr IN BLACK ALDER FORESTS ELEMENTS IN THE CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT EXCLUSION ZONE

D. K. GARBARUK^a, S. V. SHUMAK^a, A. V. UGLYANETS^a

^aPolesye State Radiation-Ecological Reserve,
7 Tserashkovaj Street, 247618 Khoyniki, Belarus

Corresponding author: D. K. Garbaruk (dmitrijgarbaruk@gmail.com)

In the Chernobyl nuclear power plant exclusion zone for the period 2019–2025, current changes in the accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr by the organs and tissues of plants of the main elements (stand, undergrowth and understory, background species of living ground cover) of high-age phytocenoses of black alder, goutweed, fern and sedge forest types were studied. Over the past 6 years, the current radiation situation in black alder plantations has improved significantly. The density of ^{137}Cs soil contamination in 2019 was 364.3–655.8 kBq m⁻², in 2025 – 323.9–496.8 kBq m⁻², ^{90}Sr – 88.9–219.9 and 76.4–130.1 kBq m⁻², respectively. During this period, the γ -radiation dose rate decreased annually by 3.4–6.3 %, the specific activity of ^{137}Cs in 20 cm soil layers – by 3.1–5.5 %, ^{90}Sr – by 0.6–9.9 %, the density of soil contamination in most plantations of ^{137}Cs – by 1.6–4.0 %, ^{90}Sr – 2.3–6.8 %. In some plantations, the density of soil contamination of ^{137}Cs and ^{90}Sr soils increased. Changes in the indicators of current soil contamination are due to the peculiarities of the hydrological regimes of soils in different types of forests under the influence of weather and climatic conditions and the behavior of ^{137}Cs and ^{90}Sr in them. In 2019–2025, the specific activity of ^{137}Cs in the structural components of black alder trees was at the level of 0.66–9.67 kBq kg⁻¹, ^{90}Sr – 0.07–2.57 kBq kg⁻¹, the transfer coefficients of ^{137}Cs to its organs and tissues were $(2.0\text{--}27.2)\times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ kg}^{-1}$, ^{90}Sr – $(0.7\text{--}13.2)\times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ kg}^{-1}$, ^{137}Cs in the organs of plants of undergrowth and understory – $(3.1\text{--}37.5)\times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ kg}^{-1}$, ^{90}Sr – $(2.0\text{--}27.9)\times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ kg}^{-1}$, ^{137}Cs in the part of the phytomass of living ground cover – $(9.9\text{--}267.4)\times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ kg}^{-1}$, ^{90}Sr – $(1.4\text{--}24.3)\times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ kg}^{-1}$. During the analyzed time, the indicators of contamination of plant parts with these radionuclides in the elements of black alder phytocenoses changed at different rates and in different directions, varying by year, type of forest and among themselves within the observation stages. In total, in all plants of all types of forest, the ^{137}Cs transition coefficients decreased in 50.6 % of the organs and tissues, ^{90}Sr – in 30.3 %. The average ranked rows of parts of black alder trees by their contamination are ^{137}Cs (wood < bark < branches < leaves < roots) and ^{90}Sr (wood < branches < roots < leaves < bark), the most frequent distributions of organs of undergrowth and understory (stems < roots < leaves); ranked rows of species of undergrowth and understory and rows background species of living ground cover by the transition coefficients of ^{137}Cs and ^{90}Sr to their organs or parts of the phytomass. The different levels and vectors of radionuclide transfer to plant organs and tissues are determined by edaphic and weather-climatic conditions, the specifics of their deposition by different plant species.

Keywords: Chernobyl nuclear power plant exclusion zone; black alder forest; type of forest; soil; element of phytocenosis; органы и ткани of the plants; ^{137}Cs ; ^{90}Sr ; specific activity; transition coefficient.

Введение

Выброшенные радиоактивные вещества при разгерметизации 4-го энергоблока во время аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) наиболее плотно осаждались на прилегающей территории, которая в 1986 г. выведена из хозяйственного оборота с выделением зоны эвакуации (отчуждения) (ЗО). В границах этой зоны в 1988 г. был учрежден Полесский государственный радиационно-экологический заповедник (заповедник). Загрязнение природных комплексов ^{137}Cs и ^{90}Sr в ЗО ЧАЭС было наибольшим в Беларуси. В настоящее время, несмотря на то что их содержание в лесных биогеоценозах сократилось более чем в два раза за счет естественного их распада (период полураспада ^{137}Cs 30,0 лет, ^{90}Sr – 29,12 года)¹, уровни радиоактивного загрязнения лесов в ЗО ЧАЭС остаются высокими. Суммарный запас активности ^{137}Cs в биомассе черноольховых насаждений только в заповедной зоне заповедника оценивается в $102,0 \times 10^{12}$ Бк ^{137}Cs и ^{90}Sr – $10,4 \times 10^{12}$ Бк [1].

Ольха черная в силу биологических особенностей и экологических требований отличается от других главных лесобразующих древесных пород Беларуси локализацией насаждений на почвах повышенного и избыточного увлажнения [2; 3]. В ЗО ЧАЭС черноольховые леса занимают 10,6 % лесопокрываемой площади (третье место по распространенности); 96,1 % их насаждений приурочены к полугидроморфным и гидроморфным почвам [4].

В гидроморфных почвах ^{137}Cs характеризуется повышенным количеством доступных для растений форм, высокой подвижностью и интенсивным поступлением в растения. С увеличением почвенного увлажнения переход ^{137}Cs в древесные растения возрастает, а ^{90}Sr – снижается [5; 6]. В то же время в работе [7] указывается на достижение максимального K_d ^{137}Cs в органы и ткани ольхи на торфяно-болотных почвах в 1990 г.

Исследования накопления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr частями деревьев ольхи черной, прежде всего древесины и стволами, в ЗО ЧАЭС проводилось периодически [5–18]. Установлены уровни загрязнения ее органов и тканей этими радионуклидами на разных этапах последствий радиационной катастрофы по типам леса и типам лесорастительных условий (ТЛУ), корреляционные связи удельной активности (A_y) и K_d в древесине и коре ольхи черной с плотностью загрязнения почвы (ПЗ) и расстоянием до ЧАЭС, определены особенности концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в радиальном профиле ее стволов, их содержание в деревьях разных классов роста и развития по Крафту. Выявлена динамика K_d ^{137}Cs и ^{90}Sr в коре и древесине ольхи черной, включающая их рост в первые десятилетия после аварии на ЧАЭС, и последующая стабилизация. Очищение ее деревьев от радионуклидов привело к увеличению количества насаждений, в которых древесина данной породы по содержанию ^{137}Cs соответствует действующим в стране гигиеническим нормативам. Эти выводы сделаны на основе данных, полученных на разных объектах, что в некоторой мере искажает оценки динамики этих радионуклидов в тканях и органах ольхи черной. Кроме того, крайне мало данных по загрязнению подростово-подлесочного и травяного ярусов в черноольховых лесах. Для современной оценки текущих изменений радиоэкологической ситуации в ЗО ЧАЭС созданы стационарные мониторинговые объекты. На первом этапе наблюдений в 2019 г. были получены исходные радиоэкологические параметры элементов черноольховых фитоценозов. Результаты опубликованы в работах [13; 17; 18]. Данные второго этапа наблюдений (2025 г.) дают возможность оценить текущие изменения показателей загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr основных элементов черноольховых лесов.

Цель исследования: выявить направленность и темпы изменения текущих уровней загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr в основных элементах насаждений ольхи черной в ЗО ЧАЭС на современном этапе последствий ядерной катастрофы.

Материалы и методы исследования

Объекты исследования – органы и ткани основных элементов черноольховых фитоценозов – древостои, подрост, подлесок и фоновые виды живого напочвенного покрова (ЖНП) на 3-х постоянных пунктах наблюдения (ППН) системы радиационно-экологического мониторинга лесных экосистем в ЗО ЧАЭС, заложенных в черноольшаниках снытевом, папоротниковом и осоковом (табл. 1). На эти типы леса приходится 66,3 % площади черноольховой лесной формации заповедника, что указывает на достаточно высокую репрезентативность типологической выборки.

Древостои ольхи черной на ППН чистые, спелые и перестойные на первом и перестойные на втором этапе наблюдений, высокобонитетные и высокополнотные. Черноольшаники снытевый и папоротниковый, согласно критерию полноты (1,0), на протяжении 6 лет характеризовались нормальным ростом и развитием. В осоковом типе леса наряду с естественным отпадом произошел ветровал деревьев ольхи; в итоге полнота древостоя снизилась на 0,1 (табл. 2).

¹Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт: Доклад экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума. Вена : МАГАТЭ, 2008. 180 с.

Таблица 1

Местонахождение постоянных пунктов наблюдения и даты исследований

Table 1

Location of permanent monitoring points and dates of research

Шифр ППН	Лесничество	Тип леса	Квартал/ выдел	Площадь ППН, га	Географические координаты		Дата исследований	
					широта (N)	долгота (E)	предыдущая	текущая
Бб-2	Бабчинское	Олч. сн.	1/26	0,25	51°42'31,1"	29°56'07,2"	09.07.2019	06.06.2025
Бб-3	Бабчинское	Олч. пап.	11/12	0,25	51°40'23,7"	29°53'49,9"	10.07.2019	18.06.2025
Нп-5	Новопокровское	Олч. ос.	72/27	0,25	51°41'04,9"	29°54'54,8"	11.07.2019	18.06.2025

Примечание. Здесь и далее: Олч. сн. – черноольшаник снытевый, Олч. пап. – черноольшаник папоротниковый, Олч. ос. – черноольшаник осоковый.

Таблица 2

Изменение таксационных показателей черноольховых древостоев

Table 2

Changes in the taxation indicators of black alder stands

Тип леса / ТЛУ	Год таксации	Состав древостоя	Возраст, лет	Средние		Бонитет	Густота, шт./га	Сумма площадей сечений, м²/га	Полнота	Запас, м³/га
				Н, м	Д, см					
Олч. сн. / D ₃	2019	9Олч1Кл + Д,Г,Ос,Б	73	26,6	31,2	I	604	40,4	1,0	485
	2025	9Олч1Д + Кл,Г,Ос,Б	79	25,9	32,5	I	540	39,0	1,0	467
Олч. пап. / C ₄	2019	10Олч + Б,Лп	68	28,0	32,0	I	504	39,2	1,0	540
	2025	10Олч + Б,Лп	74	28,6	33,0	I	500	41,4	1,0	510
Олч. ос. / C ₅	2019	10Олч + Б	68	24,5	31,8	II	432	34,1	0,9	415
	2025	10Олч + Б	74	24,8	32,3	II	356	28,9	0,8	350

Предмет исследований – текущие изменения накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr частями (фракциями) деревьев ольхи черной (древесина, кора наружная, корни скелетные, ветви мелкие, листья), органами преобладающих видов подроста и подлеска (стволики, корни скелетные, листья) и фитомассой (надземная и подземная) фоновых видов ЖНП в насаждениях ольхи черной.

На ППН, заложенных в 2019 г. в соответствии с ТКП 498-2013², устанавливали таксационные параметры древостоев с использованием методов, описанных в источнике [19] с применением справочника [20], а также провели учет подроста и подлеска согласно ТКП 498-2013 (02080)² и определили преобладающие древесно-кустарниковые виды по типам леса.

В сообществах живого напочвенного покрова выполнили глазомерную оценку обилия травянистых видов растений по шкале Друде [21] и выделили фоновые виды для каждого типа леса.

Радиоэкологические исследования на ППН выполняли в соответствии с ТКП 499-2013³, которые включали замер мощности дозы γ -излучения (МД) дозиметром-радиометром МКС-АТ6130 (Беларусь) на высоте 1 м от поверхности почвы в 9 контрольных точках и отбор сопряженных образцов почвы стандартным пробоотборником диаметром 4 см на глубину 20 см, включая лесную подстилку; отбор проб стволочной древесины с помощью возрастного бурава Мога (Швеция) и проб коры наружной с помощью цилиндрического пробоотборника диаметром 40 мм на высоте 1,3 м у 20–30 растущих деревьев ольхи черной I–III классов роста и развития по Крафту; отбор образцов скелетных корней, тонких ветвей

²ТКП 498-2013 (02080). Радиационный мониторинг лесного фонда. Закладка постоянного пункта наблюдения. Порядок проведения. Утвержден и введен Постановлением Министерства лесного хозяйства Респ. Беларусь от 3 октября 2013 г. № 12. Минск: Минлесхоз, 2013. 28 с.

³ТКП 499-2013 (02080). Радиационный мониторинг лесного фонда. Обследование постоянного пункта наблюдения. Порядок проведения. Утвержден и введен Постановлением Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь от 3 октября 2013 г. № 12. Минск: Минлесхоз, 2013. 28 с.

и листьев у деревьев ольхи черной, стволиков, корней и листьев у наиболее распространенных 3 видов подроста и 5 видов подлеска, подземной и надземной частей фитомассы у 10 фоновых видов ЖНП – равномерно по всему ППН.

Наиболее распространенными видами подроста являлись граб обыкновенный (далее по тексту и на графике – граб), клен остролистный (клен), ясень обыкновенный (ясень), подлеска – ива серая (ива), крушина ломкая (крушина), лещина обыкновенная (лещина) свидина кроваво-красная (свидина), смородина черная (смородина). Бинарные названия фоновых видов ЖНП приведены в тексте по ходу анализа.

Полевые исследования и отбор образцов на ППН в пределах этапов выполнены в близкие сезонные сроки со сдвигом в 2025 г. на месяц раньше (табл. 1), что, в связи с сокращением времени активного роста органов и тканей на втором этапе, могло сказаться на снижении количества потребленных растениями радионуклидов [22].

Подготовку образцов для анализа осуществляли в соответствии с ТКП 251-2010⁴. Инструментальное определение A_{γ} ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах почвы и биологических образцах растений выполнено в лаборатории спектрометрии и радиохимии заповедника на гамма-бета-спектрометре МКС-АТ1315 (Беларусь). На их основе рассчитали ПЗ ^{137}Cs и ^{90}Sr в соответствии с ТКП 240-2010⁵ и K_n этих радионуклидов в структурные компоненты основных элементов черноольховых фитоценозов. Текущие изменения загрязнения структурных компонентов деревьев ольхи ^{137}Cs и ^{90}Sr устанавливали путем сравнения их A_{γ} и K_n за 2019 и 2025 гг.

Обработку материалов производили при помощи стандартных пакетов прикладных программ *Microsoft Excel 2010*.

Результаты исследования и их обсуждение

Текущее изменение радиационной обстановки. Изменение МД γ -излучения. Во всех типах черноольшаников МД за 6 лет уменьшилась. Ее снижение в условиях полугидроморфной почвы (черноольшаник снытевый) было более медленным (3,4 %/год), чем на гидроморфных почвах (черноольшаники папоротниковый и осоковый) – 6,3 и 5,8 %/год соответственно (табл. 3).

Таблица 3

Характеристика мощности дозы γ -излучения в черноольшаниках

Table 3

Characteristics of the gamma radiation dose rate in black alder plantations

Показатель	Тип леса					
	Олч. сн.		Олч. пап.		Олч. ос.	
Расстояние до ЧАЭС, км	37,2		34,4		35,2	
Годы	2019	2025	2019	2025	2019	2025
Мощность дозы, мкЗв/ч	0,59	0,47	0,42	0,26	0,46	0,30
Темпы изменения мощности дозы, %/год	–3,4		–6,3		–5,8	

Величины МД в лесных экосистемах зависят от уровней содержания γ -излучателей, в настоящее время главным образом ^{137}Cs , в почве и растительности, а их изменения определяются естественным их распадом, заглублением «центра масс» загрязнения, экранированием излучения верхними слоями почвы и лесной подстилкой, поглощением растительностью [5–7]. Снижение МД в исследуемых черноольшаниках обусловлено естественным распадом ^{137}Cs , который для усредненного периода наблюдений (10.07.2019–14.06.2025 гг.) составлял 2,3 % в год, и сильным экранированием γ -излучения на момент замеров в 2025 г. почвенными водами: высокое количество осадков в 2024–2025 гг. обеспечили повышенные для территории ЗО ЧАЭС коэффициенты увлажнения (табл. 4), что привело к высоким подъемам уровней грунтовых вод и длительному затоплению части поверхности почв в черноольшаниках, прежде всего на гидроморфных почвах и особенно в осоковом типе леса.

⁴ТКП 251-2010 (02080). Радиационный контроль. Отбор и подготовка проб лесной продукции. Порядок проведения. Утвержден и введен постановлением Министерства лесного хозяйства Респ. Беларусь от 28 июня 2010 г. № 14. Минск: Минлесхоз, 2010. 26 с.

⁵ТКП 240-2010 (02080). Радиационный контроль. Обследование земель лесного фонда. Порядок проведения. Утвержден и введен постановлением Министерства лесного хозяйства Респ. Беларусь от 22 февраля 2010 г. № 5. Минск: Минлесхоз, 2010. 18 с.

Таблица 4

Показатели тепло- и влагообеспеченности территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС

Table 4

Indicators of heat and moisture availability in the Chernobyl NPP exclusion zone territory

Год, период	Метеорологический показатель		
	средняя температура воздуха, °С	количество осадков, мм	коэффициент увлажнения территории по Иванову
1997–2012 по [23])	7,8	609	1,05
1997–2013	7,8	619	1,07
2014–2025	8,9	570	0,80
2014	8,4	450	0,65
2015	8,7	454	0,54
2016	8,7	722	1,08
2017	8,4	652	1,04
2018	8,7	557	0,70
2019	9,3	377	0,55
2014–2019	8,7	535	0,76
2020	10,0	622	0,91
2021	8,2	519	0,75
2022*	8,4	698	0,87
2023*	9,5	543	0,75
2024*	10,0	620	0,81
I–VI 2025*	6,9	288	0,94
2025*	9,0	630	1,00
2020–2025	9,2	605	0,85

Примечание. * – по данным метеостанции «Брагин».

Текущие изменения загрязнения почвы. Уровни загрязнения почв ^{137}Cs и ^{90}Sr определены в основном природой этих радионуклидов, мозаичностью их выпадения, характеристиками почв и фактором времени, в течение которого запасы радионуклидов снижаются в результате их естественного распада, миграции в нижележащие слои и поглощения растительностью [5–7].

Современные показатели загрязнения 20-сантиметровых почвенно-подстилочных комплексов (почвенных слоев) ^{137}Cs и ^{90}Sr в черноольшаниках ЗО ЧАЭС весьма высокие. Они различаются между типами леса и годами наблюдений (табл. 5).

Таблица 5

Показатели загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr в черноольшаниках и их изменения

Table 5

Indicators of soil contamination with ^{137}Cs and ^{90}Sr in black alder plantations and their changes

Тип леса / ТЛУ		Олч. сн. / D_3		Олч. пап. / C_4		Олч. ос. / C_5	
Показатели загрязнения почвы		2019	2025	2019	2025	2019	2025
Удельная активность в почве, кБк/кг	^{137}Cs	3,70	2,48	3,13	2,15	4,37	3,56
	^{90}Sr	0,53	0,51	0,78	0,51	2,64	1,07
Плотность загрязнения почвы, кБк/м ²	^{137}Cs	655,8	496,8	357,6	323,9	364,3	432,2
	^{90}Sr	94,5	101,8	88,9	76,4	219,9	130,1
Изменения показателей загрязнения 20-сантиметровом слое почв, %/год							
Удельная активность ^{137}Cs в почве		–5,5		–5,2		–3,1	
Удельная активность ^{90}Sr в почве		–0,6		–5,8		–9,9	
Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs		–4,0		–1,6		+3,1	
Плотность загрязнения почвы ^{90}Sr		+1,3		–2,3		–6,8	

За 6 лет A_y ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах всех типов леса снизились. При повышении индекса влажности почвы от влажной до мокрой темпы снижения концентрации ^{137}Cs уменьшились с $-5,5$ до $-3,1$ %/год, а ^{90}Sr , наоборот, возросли с $-0,6$ до $-9,9$ %/год. Снижение ПЗ ^{137}Cs от снытевого типа леса до папоротникового замедлилось, а в черноольшанике осоковом она уже прирастала со скоростью $3,1$ %/год. На такую же величину ежегодно увеличивалась ПЗ ^{90}Sr в черноольшанике снытевом; в папоротниковом и осоковом типах леса она снижалась с ускорением в направлении более влагообеспеченного черноольшаника осокового (табл. 5).

Как видим, текущие изменения показателей загрязнения 20-сантиметровых слоев почв ^{137}Cs и ^{90}Sr в черноольшаниках связаны с индексом влажности почвы, но имеют взаимно противоположную направленность. Это связано с природой поведения этих радионуклидов в средах разного увлажнения [6]. Процесс очищения почв от ^{137}Cs и ^{90}Sr в черноольховых лесах может замедляться или даже менять вектор в противоположную сторону. Заметим, что циклические повышения показателей загрязнения почвы радионуклидами на общем фоне их снижения наблюдались в сосняках [24] и дубравах [25] под влиянием погодных условий и динамики уровней грунтовых вод, определяющих влажность почв и подвижность в них радионуклидов [6; 24; 26; 27].

Основным фактором перераспределения радионуклидов в почвах являются их влагообеспеченность и изменения уровней грунтовых вод [5; 27], определяемые степенью увлажнения территории. По данным научно-исследовательской станции «Масаны» заповедника и метеостанции «Брагин» Белгидромета (табл. 4), за 12 лет локальной засухи (2014–2025 гг.), в сравнении с предыдущим 17-летним периодом (1997–2013 гг.), среднегодовая температура воздуха в ЗО ЧАЭС выросла на $14,1$ %, среднегодовое количество осадков уменьшилось на $7,9$ %. В итоге коэффициент увлажнения территории снизился на $25,2$ %. Дефицит атмосферных осадков и повышенная испаряемость влаги в 2014–2019 гг. обеспечили отсутствие весенних затоплений поверхности почв в черноольшаниках тальными водами и глубокое опускание грунтовых вод. К тому же год съема исходных данных на ППН (2019) был одним из самых теплых и сухих. За следующие 6 лет коэффициент увлажнения территории ЗО ЧАЭС увеличился на $13,3$ %, а 2024 и 2025 гг. были достаточно влажными. Это способствовало восстановлению уровней грунтовых вод, полноценному затоплению почвы весной и в начале лета, особенно в черноольшанике осоковом. Полагаем, что именно эти факторы и повлияли на изменение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в 20-см почвенно-подстилочном комплексе.

Загрязнение радионуклидами структурных фракций деревьев ольхи ^{137}Cs и ^{90}Sr через 33 и 39 лет после аварии на ЧАЭС оставалось весьма высоким. Их A_y и K_n в тканях и органах данной породы различались по годам, типам леса (ТЛУ) и между собой в пределах каждого этапа наблюдений (табл. 6).

Таблица 6

Загрязнение органов и тканей деревьев ольхи черной ^{137}Cs и ^{90}Sr

Table 6

Contamination of organs and tissues of black alder trees with ^{137}Cs and ^{90}Sr

Тип леса	Олч. сн.		Олч. пап.		Олч. ос.		Олч. сн.		Олч. пап.		Олч. ос.	
Показатели	Удельная активность, кБк/кг						Коэффициент перехода, $n \times 10^{-3}$ м²/кг					
¹³⁷ Cs												
Годы	2019	2025	2019	2025	2019	2025	2019	2025	2019	2025	2019	2025
Древесина	1,75	1,15	1,61	0,90	2,00	1,39	2,7	2,3	4,5	2,8	5,5	3,2
Кора	2,32	1,14	2,60	0,66	2,69	0,99	3,5	2,3	7,3	2,0	7,4	2,3
Ветви	2,69	3,09	3,02	3,59	3,71	3,60	4,1	6,2	8,5	11,1	10,2	8,3
Листья	6,87	6,54	5,86	6,95	8,63	9,67	10,5	13,2	16,4	21,5	23,7	22,4
Корни	7,43	6,54	8,98	8,82	8,13	5,62	11,3	13,2	25,1	27,2	22,3	13,0
⁹⁰ Sr												
Древесина	0,07	0,20	0,19	0,08	0,22	0,29	0,7	2,3	2,1	1,0	1,0	2,3
Кора	1,95	1,72	1,06	1,00	2,57	1,57	20,6	13,2	11,9	13,1	11,7	12,1
Ветви	0,94	0,39	0,30	0,15	1,02	0,51	9,9	2,3	3,4	1,9	4,7	4,0
Листья	0,83	0,80	0,47	0,27	1,62	1,02	8,8	13,2	5,2	3,5	7,4	7,8
Корни	1,11	0,44	0,27	0,57	0,59	0,55	11,8	6,2	3,0	7,5	2,7	4,2

В течение 6 лет параметры загрязнения частей деревьев ольхи черной ^{137}Cs и ^{90}Sr в разных типах леса (ТЛУ) изменялись разными темпами и в разных направлениях (табл. 7). В древесине, коре и корнях данной породы A_y ^{137}Cs снижалась по $5,1$ – $7,3$, $8,5$ – $12,4$ и $0,3$ – $5,1$ %/год соответственно, с вариациями по типам леса. Темпы уменьшения K_n ^{137}Cs в древесине составляли $2,5$ – $7,0$, в коре $5,7$ – $12,1$ %/год. В этих тканях

(фактически в окоренных и неокоренных стволах) скорость снижения обоих показателей, в основном возрастала по мере приближения к ЧАЭС. Изменение концентрации ^{137}Cs в ветвях ($-0,5$ – $+3,1$ %/год) и листьях ($-0,8$ – $+3,1$ %/год) в разных типах леса происходило разновекторно и разными темпами. В то же время в ветвях и корнях скорость приращения $K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$ понижалась от черноольшаника снытевого до папоротникового, а в черноольшанике осоковом наблюдалась отрицательная его динамика.

Таблица 7

Темпы изменения загрязнения органов и тканей деревьев ольхи черной ^{137}Cs и ^{90}Sr , %/год

Table 7

Rates of change in the contamination of organs and tissues of black alder trees with ^{137}Cs and ^{90}Sr , %/year

Показатель	Удельная активность / коэффициент перехода					
Радионуклид	^{137}Cs			^{90}Sr		
Тип леса	Олч. сн.	Олч. пап.	Олч. ос.	Олч. сн.	Олч. пап.	Олч. ос.
Древесина	$-5,7 / -2,5$	$-7,3 / -6,3$	$-5,1 / -7,0$	$+31,0 / +38,1$	$-9,6 / -8,7$	$+5,3 / +21,7$
Кора	$-8,5 / -5,7$	$-12,4 / -12,1$	$-10,5 / -11,5$	$-2,0 / -6,0$	$-0,9 / +1,7$	$-6,5 / +0,6$
Ветви	$+2,5 / +8,5$	$+3,1 / +5,1$	$-0,5 / -3,1$	$-9,8 / -12,8$	$-8,3 / -7,4$	$-8,3 / -2,5$
Листья	$-0,8 / +4,3$	$+3,1 / +5,2$	$+2,0 / -0,9$	$-0,6 / +8,3$	$-7,1 / -5,4$	$-6,2 / +0,9$
Корни	$-2,0 / +2,8$	$-0,3 / +1,4$	$-5,1 / -7,0$	$-10,1 / -7,9$	$+18,5 / +25,0$	$-1,1 / +9,3$

Направления и величины изменений показателей загрязнения органов и тканей ольхи черной ^{90}Sr были более хаотичными и ни по одному из ее компонентов не совпадали с изменениями соответствующих показателей ^{137}Cs .

Понижение $A_y^{137}\text{Cs}$ произошло у 73,3 % органов и тканей ольхи черной (из 15 вариантов в 3 типах леса), $K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$ – у 60,0 %, $A_y^{90}\text{Sr}$ – у 80,0 %, $K_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$ – у 46,7 %.

Увеличение $A_y^{137}\text{Cs}$ в листьях и отчасти в ветвях связано с повышенным количеством осадков в 2024 и 2025 гг. после засушливых 2018–2023 гг. (табл. 4), способствовавших повышению влагообеспеченности почв, подвижности радионуклида и поступлению его в органы последних лет формирования.

Ранжированные ряды фракций деревьев ольхи черной по величинам A_y и $K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$ по типам леса и годам исследований в определенной мере схожи, но часто различаются отдельными звеньями (табл. 8). Усредненные распределения относительного загрязнения компонентов ольхи по величинам A_y и $K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$ одинаковы – древесина < кора < ветви < листья < корни. Отметим, что листья являются индикатором загрязнения древесных пород ^{137}Cs [5].

Таблица 8

Ранжированные ряды коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в органы и ткани деревьев ольхи черной

Table 8

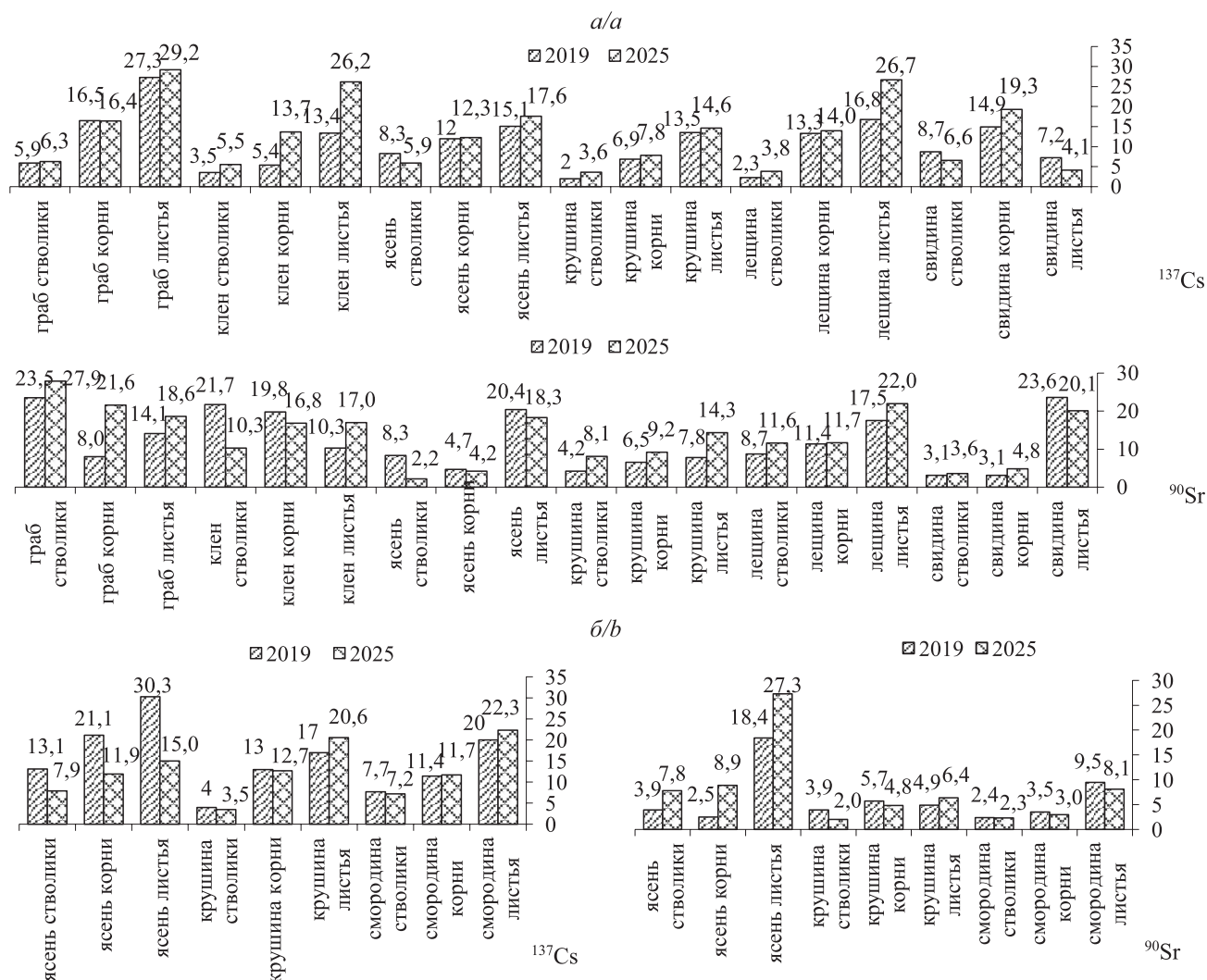
Ranked series of ^{137}Cs and ^{90}Sr transition coefficients in to organs and tissues of black alder trees

Радионуклид		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Удельная активность			
Ольс снытевый	2019	древесина < кора < ветви < листья < корни	древесина < листья < ветви < корни < кора
	2025	древесина ≈ кора < ветви < листья ≈ корни	древесина < ветви < корни < листья < кора
Ольс папорот- никовый	2019	древесина < кора < ветви < листья < корни	древесина < корни < ветви < листья < кора
	2025	кора < древесина < ветви < листья < корни	древесина < ветви < листья < корни < кора
Ольс осоковый	2019	древесина < кора < ветви < корни < листья	древесина < корни < ветви < листья < кора
	2025	кора < древесина < ветви < корни < листья	древесина < ветви < корни < листья < кора
Коэффициент перехода			
Ольс снытевый	2019	древесина < кора < ветви < листья < корни	древесина < листья < ветви < корни < кора
	2025	древесина ≈ кора < ветви < листья ≈ корни	древесина = ветви < корни < листья = кора
Ольс папо- ротниковый	2019	древесина < кора < ветви < листья < корни	древесина < ветви < корни < листья < кора
	2025	кора < древесина < ветви < листья < корни	древесина < ветви < листья < корни < кора
Ольс осоковый	2019	древесина < кора < ветви < корни < листья	древесина < корни < ветви < листья < кора
	2025	кора < древесина < ветви < корни < листья	
Усредненный ряд		древесина < кора < ветви < листья < корни	древесина < ветви < корни < листья < кора

Общим для ранжированных распределений фракций деревьев ольхи по величинам A_y и $K_n^{90}\text{Sr}$ является минимальное загрязнение древесины и максимальное – коры. Кора является индикатором уровня загрязнения древесных пород ^{90}Sr [5]. Остальные компоненты в частных рядах встречаются на разных позициях. Усредненные ранжированные ряды фракций ее деревьев по величинам A_y и $K_n^{90}\text{Sr}$ однотипны – древесина < ветви < корни < листья < кора. Полагаем, что полученные усредненные распределения органов и тканей ольхи по уровням их загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr можно считать референтными для современного этапа последствий Чернобыльской радиационной катастрофы.

Загрязнение радионуклидами органов подроста и подлеска. Подростово-подлесочный ярус играет важную роль в перераспределении радионуклидов в лесных фитоценозах. Подлесок, благодаря поверхностному строению корневых систем, отвлекает на себя часть подвижного запаса ^{137}Cs в почве и в зависимости от условий произрастания и видового состава понижает или увеличивает депонирование радионуклида древесным ярусом [28]. Концентрация ^{137}Cs в растениях подроста и подлеска выше, чем в растениях древостоя⁶, но из-за небольшого запаса фитомассы доля радионуклида, удерживаемая подростово-подлесочным элементом лесного фитоценоза, небольшая [29].

Виды растений подроста и подлеска в черноольшаниках по-разному накапливали ^{137}Cs и ^{90}Sr в 2019 и 2025 гг. Величины их K_n значительно различались между органами одного вида растений и одного органа разных пород. Величины K_n обоих радионуклидов за 6-летний период у разных видов подроста и подлеска изменялись в разных направлениях и разными темпами. В черноольшанике снытевом $K_n^{137}\text{Cs}$ увеличились в 77,8 % исследованных органов всех видов растений анализируемого яруса, $K_n^{90}\text{Sr}$ – в 66,7 % случаев, в черноольшанике папоротниковом чаще снижались $K_n^{137}\text{Cs}$ (66,7 % случаев) и $K_n^{90}\text{Sr}$ (55,6 %). В осоковом типе леса $K_n^{137}\text{Cs}$ понизились у 66,7 % органов, а $K_n^{90}\text{Sr}$ у такого же их количества выросли (рис. 1).



⁶20 лет после чернобыльской катастрофы : последствия в Республике Беларусь и их преодоление: Национальный доклад / под ред. В. Е. Шевчука, В. Л. Гурачевского. Минск : Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Республики Беларусь. 2006 г. 112 с.

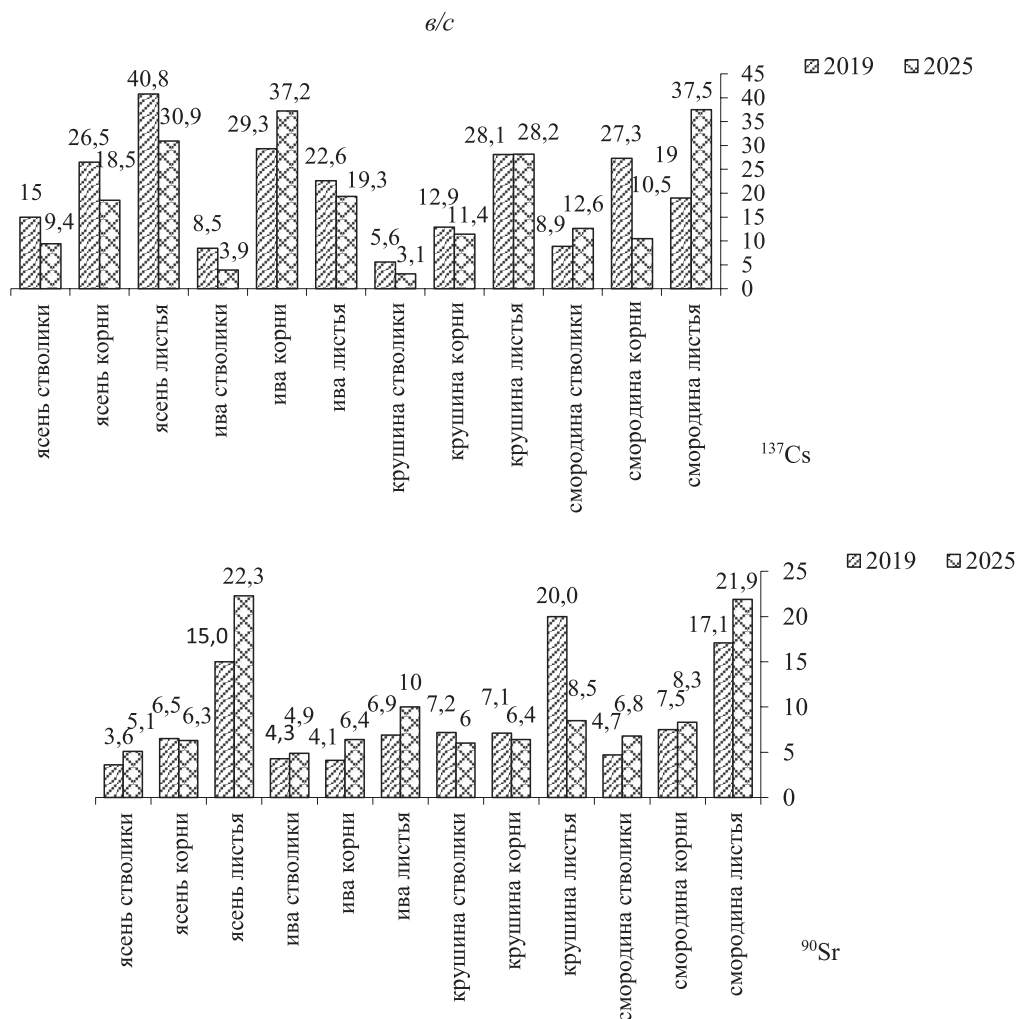


Рис. 1. Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в органы растений подроста и подлеска в черноольшаниках снытевом (а), папоротниковом (б) и осоковом (в), $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$

Fig. 1. Transition coefficients of ^{137}Cs and ^{90}Sr in to organs of undergrowth and understorey plants in the black alder goutweed (a), fern (b) and sedge (c) type of forests, $n \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$

В черноольшанике снытевом $K_{tr}^{137}\text{Cs}$ в растения подростово-подлесочного яруса преимущественно повысились, в папоротниковом и осоковом – большей частью понизились. В то же время $K_{tr}^{90}\text{Sr}$ возросли у растений на влажных и мокрых почвах и снизились на сырых. С увеличением индекса гигротопы наблюдался рост $K_{tr}^{137}\text{Cs}$ в стволиках, в меньшей степени в корнях; $K_{tr}^{90}\text{Sr}$ в этих компонентах в данном направлении уменьшались.

Суммарно во всех 3 типах леса $K_{tr}^{137}\text{Cs}$ повысились у 53,8 % органов исследованных видов подроста и подлеска, $K_{tr}^{90}\text{Sr}$ – у 61,5 %.

Для сглаживания индивидуальных различий в изменениях $K_{tr}^{137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr в органах разных видов подроста и подлеска рассчитали средние темпы их изменения в подростово-подлесочных ярусах всех типов леса (табл. 9). Анализ показал, что за 6 лет средние $K_{tr}^{137}\text{Cs}$ во всех компонентах растений в черноольшанике снытевом увеличились, в черноольшанике папоротниковом – снизились, а увеличение или уменьшение их темпов происходило в ряду ствол/листья – корни – листья. В черноольшанике осоковом $K_{tr}^{137}\text{Cs}$ уменьшились в стволиках и корнях и незначительно выросли в листьях. $K_{tr}^{90}\text{Sr}$ возрастали во всех органах и типах леса, за исключением ствол/листья в черноольшанике снытевом. Более высокими темпами это происходило в корнях. В стволиках и листьях скорость их роста была близкой.

Для оценки влияния условий произрастания на накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr органами отдельных видов подростово-подлесочного яруса в качестве референтных пород использовали встречающиеся по всем исследованным типам леса подрост ясени и подлесок крушины. Ясень обыкновенный произрастает в узком спектре почвенно-гидрологических условий с богатыми почвами, в Полесье – в основном на низинных болотах с хорошей проточностью грунтовых вод, где его эдафический ареал совпадает с большей частью

с ареала ольхи черной [30; 31]. Установлено, что $K_{\Pi}^{137}\text{Cs}$ понижались в большинстве органов подроста ясеня в разных типах леса. При этом их темпы в ряду стволики – корни – листья в черноольшанике папоротниковом снижались, а в осоковом – возрастали. В черноольшанике снытевом изменения включали снижение данного показателя в стволиках и повышение в корнях и листьях с возрастанием темпов роста. В этом ряду в черноольшанике снытевом $K_{\Pi}^{90}\text{Sr}$ снижались, в остальных типах леса – большей частью возрастали (табл. 10).

Таблица 9

Средние темпы изменения коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr
в органы растений видов подроста и подлеска по типам леса, %/год

Table 9

Average rates of change of the ^{137}Cs and ^{90}Sr transition coefficients
into organs of plant species of undergrowth and understorey by forest types, %/year

Радионуклид		¹³⁷ Cs			⁹⁰ Sr		
Тип леса / ТЛУ	Количество видов	Орган					
		стволики	корни	листья	стволики	корни	листья
Олч. сн. / D ₃	6	+2,1	+3,5	+4,6	−3,6	+4,7	+3,6
Олч. пап. / C ₄	3	−4,2	−5,6	−5,7	+4,2	+6,8	+4,6
Олч. ос. / C ₅	4	−3,9	−3,2	+0,8	+1,0	+2,5	+1,0

Таблица 10

Темпы изменения коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в органы подроста ясеня и подлеска крушины по типам леса, %/год

Table 10

Rates of change of the ^{137}Cs and ^{90}Sr transition coefficients
into organs of ash undergrowth and buckthorn understorey by forest type, %/year

Радионуклид	Порода	Ясень			Крушина		
	Орган	стволики	корни	листья	стволики	корни	листья
^{137}Cs	Олч. сн.	–4,8	+0,4	+2,8	+13,3	+2,2	+1,4
	Олч. пап.	–6,6	–7,3	–8,4	–2,1	–0,4	+3,5
	Олч. ос.	–6,2	–5,0	–4,0	–7,4	–1,9	+0,1
^{90}Sr	Олч. сн.	–12,2	–1,8	–1,7	+15,5	+6,9	+13,9
	Олч. пап.	+16,7	+42,7	+8,1	–8,1	–2,6	+5,1
	Олч. ос.	+6,9	–0,5	+8,1	–2,8	–1,6	–9,6

Крушине ломкой свойственна высокая экологическая пластичность и широкий эдафический ареал произрастания [32], включая черноольховые типы леса [30; 31]. В частях ее растений в черноольшаниках наблюдается иное поведение радионуклидов, чем у ясеня (табл. 10). В снытевом типе леса $K_{\Pi}^{137}\text{Cs}$ во все органы крушины возрастали, в папоротниковом и осоковом типах леса темпы снижения $K_{\Pi}^{137}\text{Cs}$ сокращались от стволиков до корней и увеличивались в листьях; так же изменялись $K_{\Pi}^{90}\text{Sr}$ в черноольшанике папоротниковом. Иные распределения $K_{\Pi}^{90}\text{Sr}$ наблюдались в остальных типах леса. В ряду повышения индекса влажности почвы темпы уменьшения $K_{\Pi}^{137}\text{Cs}$ снижались во всех органах.

В целом у растений подроста и подлеска наиболее высокими K_{Π} радионуклидов характеризуются листья, за ними, в порядке снижения, следуют корни и стволики. Наблюдаются и иные распределения. Выявлено 6 вариантов ранжированных рядов органов растений данного яруса по $K_{\Pi}^{137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr . Наиболее распространенным для обоих радионуклидов является ряд стволики < корни < листья, включающий 76,9 % частных распределений $K_{\Pi}^{137}\text{Cs}$ у разных видов в разных типах леса и в разные сроки наблюдения, и 80,8 % – $K_{\Pi}^{90}\text{Sr}$ (табл. 11).

Таблица 11

Ранжированные ряды коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в органы растений подроста и подлеска

Table 11

Ranked series of ^{137}Cs and ^{90}Sr transition coefficients into organs of plant species of undergrowth and understory

К _п ¹³⁷ Cs		К _п ⁹⁰ Sr	
Черноольшаник снытевый			
ряд	порода – год наблюдения	ряд	порода – год наблюдения
стволики < корни < листья	граб, клен, ясень, крушина, лещина – 2019, 2025	стволики < корни < листья	крушина, лещина, свидина – 2019, 2025; клен – 2025; ясень – 2019, 2025
листья < стволики < корни	свидина – 2019, 2025	корни < листья < стволики	граб – 2019
–	–	листья < корни < стволики	клен – 2019; граб – 2025
Черноольшаник папоротниковый			
стволики < корни < листья	ясень, крушина, смородина – 2019, 2025	стволики < корни < листья	смородина – 2019, 2025; ясень, крушина – 2025
–	–	корни < стволики < листья	ясень – 2019
–	–	стволики < листья < корни	крушина – 2019
Черноольшаник осоковый			
стволики < корни < листья	ясень, крушина – 2019, 2025	стволики < корни < листья	ясень, ива, крушина, смородина – 2019, 2025
стволики < листья < корни	ива – 2019, 2025; смородина – 2019	–	–
корни < стволики < листья	смородина – 2025	–	–

Ранжирование видов растений подроста и подлеска по величинам $K_{\text{п}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr в их органы показало весьма неоднородную картину с множеством индивидуальных распределений по типам леса и годам наблюдений (табл. 12). Полное совпадение относительного распределения древесно-кустарниковых пород подростово-подлесочного яруса в 2019 и в 2025 гг. имеют ряды $K_{\text{п}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в стволики и $K_{\text{п}} \text{ } ^{90}\text{Sr}$ в листья в черноольшанике папоротникового, а также $K_{\text{п}} \text{ } ^{90}\text{Sr}$ в листья в черноольшанике осокового, почти полное – $K_{\text{п}} \text{ } ^{90}\text{Sr}$ в корни черноольшаников снытевого и папоротникового в сравнимые годы, полное несовпадение – ряды $K_{\text{п}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в корни всех типов леса. В остальных рядах по относительным уровням загрязнения радионуклидами органов растений между этапами наблюдений совпадает от одной до четырех пород.

Живой напочвенный покров (ЖНП). В черноольховых лесах фоновые виды ЖНП характеризуются разными значениями $K_{\text{п}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr в надземную и подземную части растений в зависимости от типа леса и этапа наблюдения (рис. 2). Изменения $K_{\text{п}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr в их фитомассу за 2019–2025 гг. различались направлениями и темпами. В черноольшанике снытевом у большинства травянистых видов растений $K_{\text{п}}$ обоих радионуклидов увеличились в надземной и подземной частях, кроме снижения $K_{\text{п}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ у сныти обыкновенной в обеих частях фитомассы.

В папоротниковом типе леса произошел рост $K_{\text{п}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в обеих частях фитомассы щитовника шартрского, в надземной фитомассе крапивы длиннолистной, в подземной – герани Роберта и окопника лекарственного (всего 5 позиций) и их снижение во всех частях растений окопника лекарственного, осоки ложносытевой и череды олиственной, а также в подземной фитомассе крапивы длиннолистной и надземной части герани Роберта (7 позиций). В большинстве случаев (8 позиций) $K_{\text{п}} \text{ } ^{90}\text{Sr}$ повысились (в подземной фитомассе герани Роберта, в надземной фитомассе осоки ложносытевой, череды олиственной и щитовника шартрского, в обеих частях крапивы длиннолистной и окопника лекарственного). В 4 случаях (в подземных частях осоки ложносытевой, череды олиственной, щитовника шартрского, в надземной у герани Роберта) произошло снижение данного показателя.

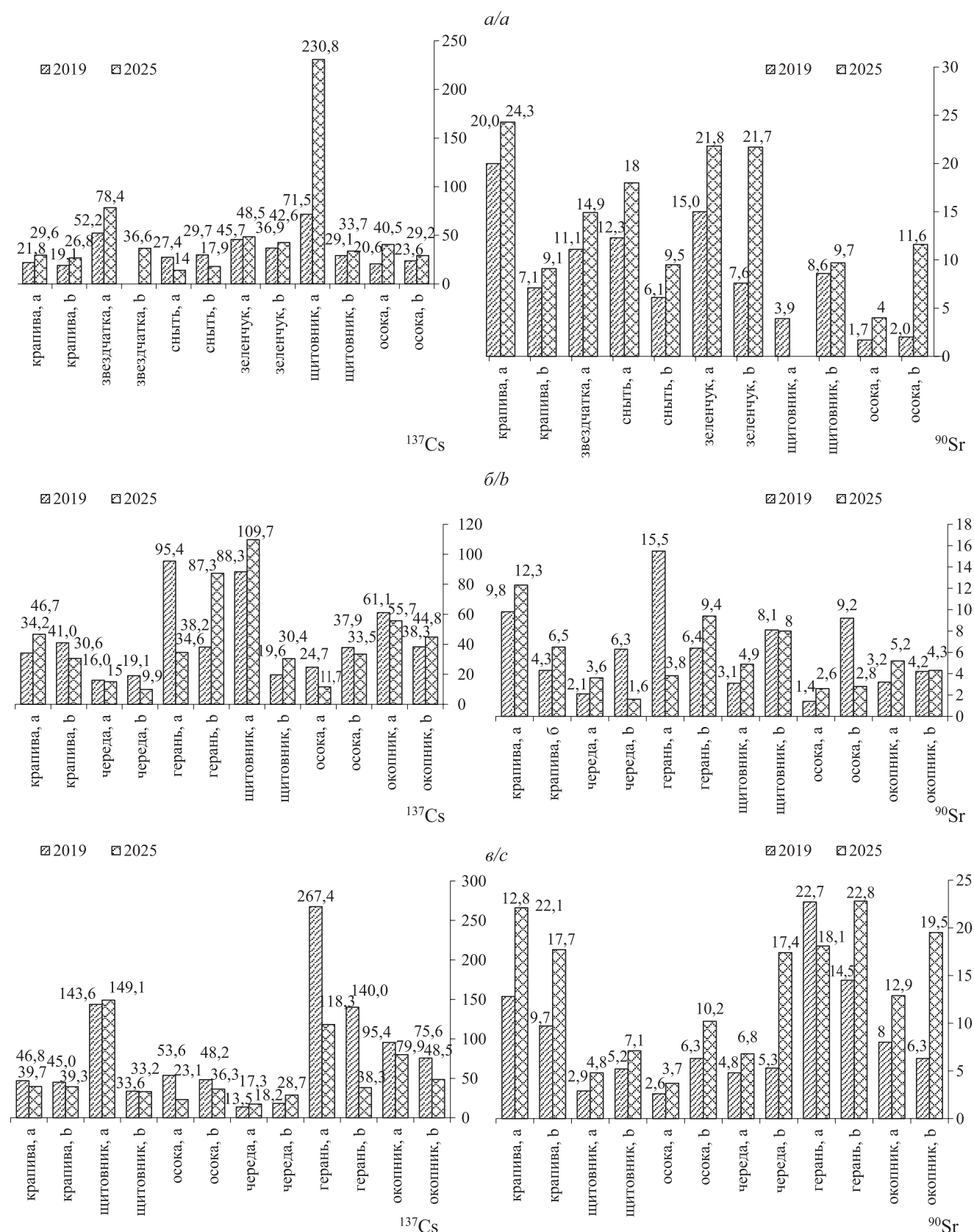


Рис. 2. Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассу фоновых видов живого напочвенного покрова черноольшаников снытевого (а), папоротникового (б), осокового (в), (а – надземная, б – подземная части), $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$

Fig. 2. The transition coefficients of ^{137}Cs and ^{90}Sr to the phytomass of background species of living ground cover in the black alder goutweed (a), fern (b) and sedge (c) type of forests, (a – aboveground, b – underground parts), $n \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$

Таблица 12

Ранжированные ряды видов подроста и подлеска по коэффициентам перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в их органы

Table 12

Ranked series of undergrowth and understory species by the transition coefficients of ^{137}Cs and ^{90}Sr into their organs

Орган	Тип леса		
	черноольшаник снытевый	черноольшаник папоротниковый	черноольшаник осоковый
$K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$			
Стволики*	крушина < лещина < клен < граб < ясень < свидина	крушина < смородина < ясень	крушина < ива < смородина < ясень
Стволики**	крушина < лещина < клен < ясень < граб < свидина	крушина < смородина < ясень	крушина < ива < ясень < смородина
Корни*	клен < крушина < ясень < лещина < свидина < граб	смородина < крушина < ясень	крушина < ясень < смородина < ива
Корни**	крушина < ясень < клен < лещина < граб < свидина	смородина < ясень < крушина	смородина < крушина < ясень < ива
Листья*	свидина < клен < крушина < ясень < лещина < граб	крушина < смородина < ясень	смородина < ива < крушина < ясень
Листья**	свидина < крушина < ясень < клен < лещина < граб	крушина < ясень < смородина	ива < крушина < ясень < смородина
$K_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$			
Стволики*	свидина < крушина < ясень < лещина < клен < граб	смородина < ясень = крушина	ясень < ива < смородина < крушина
Стволики**	ясень < свидина < крушина < клен < лещина < граб	крушина < смородина < ясень	ясень < ива < крушина < смородина
Корни*	свидина < ясень < крушина < граб < лещина < клен	ясень < смородина < крушина	ива < ясень < крушина < смородина
Корни**	ясень < свидина < крушина < лещина < клен < граб	смородина < крушина < ясень	ясень < ива = крушина < смородина
Листья*	крушина < клен < граб < лещина < ясень < свидина	крушина < смородина < ясень	ива < ясень < смородина < крушина
Листья**	крушина < клен < ясень < граб < свидина < лещина	крушина < смородина < ясень	крушина < ива < смородина < ясень

Примечание. * – в 2019 г., ** – в 2025 г.

В черноольшанике осоковом $K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$ выросли в надземной фитомассе щитовника шартрского и обеих частях череды олиствленной (3 позиции) и понизились в обеих частях герани Роберта, крапивы длиннолистной, окопника лекарственного, осоки ложносытевой (8 позиций); в подземной части щитовника шартрского данный показатель не изменился. $K_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$ увеличились почти по 11 позициям, за исключением его понижения в надземной части герани Роберта. В итоге за 6 лет $K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$ выросли у 48,6 % исследованных частей растений ЖНП в фитоценозах ольхи черной, $K_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$ – у 85,7 % частей.

Относительное накопление радионуклидов разными видами растений ЖНП различается между частями фитомассы, типами леса и годами исследований (табл. 13).

Таблица 13

Ранжированные ряды коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в части фитомассы видов живого напочвенного покрова

Table 13

Ranked series of ^{137}Cs and ^{90}Sr transition coefficients in parts of the phytomass of living ground cover species

Тип леса	Год	$K_n^{137}\text{Cs}$	$K_n^{90}\text{Sr}$
		надземная фитомасса	
Олч. сн.	2019	щитовник < звездчатка < зеленчук < сныть < крапива < осока	крапива < зеленчук < сныть < звездчатка < щитовник < осока
	2025	щитовник < звездчатка < зеленчук < осока < крапива < сныть	крапива < зеленчук < сныть < звездчатка < осока
Олч. пап.	2019	герань < щитовник < окопник < крапива < осока < череда	герань < крапива < окопник < щитовник < череда < осока
	2025	щитовник < герань < окопник < крапива < череда < осока	крапива < окопник < щитовник < герань < череда < осока
Олч. ос.	2019	герань < щитовник < окопник < осока < крапива < череда	герань < крапива < окопник < череда < щитовник < осока
	2025	щитовник < герань < окопник < крапива < осока < череда	крапива < герань < окопник < череда < щитовник < осока
подземная фитомасса			
Олч. сн.	2019	зеленчук < сныть < щитовник < осока < крапива	щитовник < зеленчук < крапива < сныть < осока
	2025	зеленчук < звездчатка < щитовник < осока < крапива < сныть	зеленчук < осока < щитовник < сныть < крапива
Олч. пап.	2019	крапива < окопник < герань < осока < щитовник < череда	осока < щитовник < герань < череда < крапива < окопник
	2025	герань < окопник < осока < крапива < щитовник < череда	герань < щитовник < крапива < окопник < осока < череда
Олч. ос.	2019	герань < окопник < осока < крапива < щитовник < череда	герань < крапива < окопник = осока < череда < щитовник
	2025	окопник < крапива < герань < осока < щитовник < череда	герань < окопник < крапива < череда < осока < щитовник

Для ольсов папоротникового и осокового усредненный ранжированный ряд по величинам $K_n^{137}\text{Cs}$ в надземные части растений имеет вид «щитовник шартрский < герань Роберта < окопник лекарственный < крапива длиннолистная < осока ложносытевая < череда олиственная», в подземные – «окопник лекарственный < герань Роберта < крапива длиннолистная < осока ложносытевая < щитовник шартрский < череда олиственная», $K_n^{90}\text{Sr}$ в надземные части – «крапива длиннолистная < герань Роберта < окопник лекарственный < щитовник шартрский < череда олиственная < осока ложносытевая», в подземные – «герань Роберта < крапива длиннолистная < окопник лекарственный < осока ложносытевая < щитовник шартрский < череда олиственная».

В целом в черноольшаниках наблюдался приблизительный паритет увеличения (49,4 %) и уменьшения (50,6 %) $K_n^{137}\text{Cs}$ в частях всех исследованных растений, в то время как $K_n^{90}\text{Sr}$ увеличились в 69,7 % органов, тканей и частей их фитомассы и уменьшились в 30,3 % случаев (табл. 14).

Таблица 14

**Направления изменений коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr
в частях растений по элементам черноольховых фитоценозов, %**

Table 14

Directions of ^{137}Cs and ^{90}Sr transition coefficients changes in the parts of plants by elements of black alder phytocenoses, %

Элемент фитоценоза	Количество частей растений, шт.	$K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$		$K_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$	
		увеличились	уменьшились	увеличились	уменьшились
Древостой	15	40,0	60,0	53,3	46,7
Подрост, подлесок	39	53,8	46,2	61,5	38,5
Живой напочвенный покров	35	48,6	51,4	85,7	14,3
Все элементы	89	49,4	50,6	69,7	30,3

В ряду типов леса черноольшаник снытевый – черноольшаник папоротниковый – черноольшаник осоковый с повышением индекса гигротопы наблюдается сокращение количества частей растений с увеличившимися $K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$ и их возрастание с уменьшившимися значениями. Аналогичные изменения $K_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$ отмечены в ряду черноольшаник осоковый – черноольшаник снытевый – черноольшаник папоротниковый (табл. 15).

Таблица 15

Направления изменений коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в частях растений по типам леса, %

Table 15

Directions of ^{137}Cs and ^{90}Sr transition coefficients changes in the parts of plants by forest type, %

Тип леса	Количество компонентов, шт.	$K_{\text{п}}^{137}\text{Cs}$		$K_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$	
		увеличились	уменьшились	увеличились	уменьшились
Олч. сн.	34	76,5	23,5	73,5	26,5
Олч. пап.	26	42,3	57,7	53,8	46,2
Олч. ос.	29	24,1	75,9	79,3	20,7

Основными факторами, обеспечивающими разные уровни перехода радионуклидов в органы и ткани растений всех элементов черноольховых фитоценозов являются особенности индивидуального депонирования ^{137}Cs и ^{90}Sr каждым органом каждого вида растений, разная степень увлажнения почв по типам леса, флуктуирующая под влиянием сезонных и годовых изменений погодных условий [5; 6; 23; 33; 34].

Заключение

На современном этапе последствий ядерной катастрофы на Чернобыльской АЭС на фоне более чем двукратного снижения запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в природных экосистемах уровни загрязнения почв, а также органов, тканей и частей фитомассы основных элементов фитоценозов ольхи черной в ЗО ЧАЭС остаются высокими.

За 6 лет (2019–2025 гг.) текущая радиационная обстановка в черноольшаниках смягчилась по большинству параметров: уменьшились МД, A_y ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве, ПЗ ^{137}Cs , кроме черноольшаника осокового, и ПЗ ^{90}Sr , кроме черноольшаника снытевого. В отдельных типах леса увеличились ПЗ ^{137}Cs и ^{90}Sr . Изменения показателей текущего загрязнения почв обусловлены особенностями гидрологического режима почв и поведением в них радионуклидов под влиянием погодно-климатических факторов.

Краткосрочные изменения показателей загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr органов и тканей деревьев ольхи черной, органов растений подроста, подлеска и частей фитомассы растений ЖНП в черноольшаниках были разновекторными и разновеликими. Разные темпы и направленность накопления радионуклидов видами растений разных элементов черноольховых фитоценозов обусловлены эдафическими и погодно-климатическими условиями, поведением радионуклидов в почвах разного увлажнения и спецификой депонирования ^{137}Cs и ^{90}Sr разными частями растений.

В частях всех растений трех типов леса $K_n^{137}Cs$ между периодами наблюдений увеличились в 49,4 % случаев, уменьшились – у 50,6 %, $K_n^{90}Sr$ – у 69,7 % и 30,3 % соответственно. В органах и тканях деревьев ольхи и в частях фитомассы растений ЖНП $K_n^{137}Cs$ преимущественно уменьшались, в органах подроста и подлеска – возрастали; $K_n^{90}Sr$ увеличивались в частях растений всех элементов черноольховых фитоценозов.

Установлены усредненные ранжированные ряды $K_n^{137}Cs$ во фракции деревьев ольхи черной (древесина < кора < ветви < листья < корни) и $K_n^{90}Sr$ – (древесина < ветви < корни < листья < кора), а также наиболее распространенные ряды $K_n^{137}Cs$ и ^{90}Sr в органы подроста и подлеска (стволики < корни < листья). Эти ряды являются референтными для современного этапа последствий Чернобыльской радиационной катастрофы.

Библиографические ссылки

1. Гарбарук ДК, Углынец АВ, Шумак СВ. Потенциальный вклад компонентов черноольховых насаждений заповедной зоны ПГРЭЗ в биомассу лесных горючих материалов и содержание в них ^{137}Cs и ^{90}Sr . *Ботаника (исследования)*. 2021;50:123–139.
2. Юркевич ИД, Гельтман ВС, Ловчий НФ. *Типы и ассоциации черноольховых лесов (По исследованиям в БССР)*. Минск: Наука и техника; 1968. 376 с.
3. Иванов АФ. *Биология древесных растений*. Минск: Наука и техника; 1975. 264 с.
4. *Лесоустроительный проект государственного природоохранного научно-исследовательского учреждения «Полесский государственный радиационно-экологический заповедник» Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь на 2021–2030 гг. Пояснительная записка*. Минск: [б. и.]; 2020. 292 с.
5. Щеглов АИ. *Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС*. Москва: Наука; 2000. 268 с.
6. Переволоцкий АН. *Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах*. Гомель: Институт радиологии; 2006. 255 с.
7. Ипатьев ВА, Багинский ВФ, Булавик ИМ, Дворник АМ, Волчков ВЕ, Гончаренко ГГ, Поджаров ВК, Булко НИ, Бордок ИВ, Волович ПИ, Гедых ВБ, Гримашевич ВВ, Диденко ЛГ, Есимчик ЛД, Жученко ТА, Кейзер ГИ, Ковалевич АИ, Кожевников АМ, Колодий ПВ, Копытков ВВ, Крушев ЛТ, Марченко ЯИ, Митин НВ, Падутов АЕ, Падутов ВЕ, Переволоцкий АН, Пикулик ММ, Сидор АИ, Силин АЕ, Степанчик ВВ, Тарасенко ВП, Труховец ВВ, Усеня ВВ, Фомина ВИ, Хотылева ЛВ, Чунихин ЛА, Шевчук ВЕ, Яцына АА. *Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации*. Гомель: Речицкая укрупненная типография; 1999. 454 с.
8. Булавик ИМ, Переволоцкий АН, Гайдуль АЗ. Влияние различных факторов на накопление ^{137}Cs древесными растениями. *10 лет Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику*. 1998;59–70.
9. Переволоцкий АН, Булавик ИМ, Переволоцкая ТВ, Паскребко ЛА, Андруш СН, Бондаю ЮИ, Марченко ЮД, Матусов ГД, Чудинов АН. Влияние типов условий местопроизрастания на уровень накопления ^{137}Cs в древесине основных лесообразующих пород Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. *20 лет после чернобыльской катастрофы*. 2006;105–111.
10. Булко НИ, Шабалева МА, Толкачева НВ, Козлов АК, Машков ИА. Особенности аномального поступления ^{137}Cs в основные лесообразующие породы на территории западного следа аварии на ЧАЭС. *Проблемы лесоведения и лесоводства*. 2010;70:422–434.
11. Бондарь ЮИ, Матусов ГД, Булавик ИМ, Рошин ВЕ. Особенности перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесину и кору сосновых и лиственных насаждений в северной и южной частях заповедника. *Экосистемы и радиация: аспекты существования и развития*. 2013;156–164.
12. Воронцовская АН, Матусов ГД. Накопление радионуклидов структурными компонентами лесных фитоценозов. *Экосистемы и радиация: аспекты существования и развития*. 2013;164–171.
13. Углынец АВ, Гарбарук ДК, Шумак СВ. Накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr компонентами древостоя в черноольшаниках зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Проблемы лесоведения и лесоводства*. 2020;80:246–256.
14. Гарбарук ДК, Углынец АВ, Воронцовская АН. Загрязнение ^{137}Cs древесины ольхи черной в заповедной зоне Полесского государственного радиационно-экологического заповедника Беларуси. В: *Радиоэкологические последствия радиационных аварий – к 35-ой годовщине аварии на ЧАЭС. Сборник докладов Международной научно-практической конференции, г. Обнинск, 22–23 апреля 2021 г.* Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ; 2021:56–58.
15. Гарбарук ДК, Углынец АВ. Загрязнение древесины и коры ^{137}Cs в высоковозрастных насаждениях ольхи черной в ближней зоне Чернобыльской атомной электростанции. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;2:48–58. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-2-48-58>
16. Углынец АВ, Гарбарук ДК, Воронцовская АН. Загрязнение ^{90}Sr древесины и коры ольхи черной в белорусском секторе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС на этапе отдаленных последствий аварии. *Проблемы лесоведения и лесоводства*. 2022;82:278–289.
17. Гарбарук ДК, Углынец АВ. Накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr компонентами фоновых видов подроста и подлеска в черноольшаниках зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины. Естественные науки*. 2020;3(120):29–35.
18. Углынец АВ, Гарбарук ДК. Загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr доминантных видов живого напочвенного покрова в черноольшаниках зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины. Естественные науки*. 2020;6(123):85–91.
19. Мирошников ВС, Труль ОА, Ермаков ВЕ, Дольский ЛВ, Костенко АГ. *Справочник таксатора*. Минск: Ураджай; 1980. 360 с.
20. Кузьменков МВ, Кулагин АП, Таркан АВ, Бузуновский РС. *Таксационно-лесоустроительный справочник*. Минск: Лесное и охотничье хозяйство; 2019. 335 с.
21. Сорокина ГА, Пахарькова НВ, Шашкова ТЛ, Субботин МА. *Учебная полевая практика по геоботанике*. Красноярск: СФУ; 2012. 30 с.
22. Щеглов АИ, Цветнова ОБ. Основные закономерности сезонной и многолетней динамик накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004;44(1):113–117.
23. Марченко ЮД. Погодно-климатические условия в ближней зоне Чернобыльской АЭС. *Экосистемы и радиация: аспекты существования и развития*. 2013:32–45.

24. Булко НИ, Шабалева МА, Митин НВ, Толкачева НВ, Козлов АК. Особенности длительных процессов миграции чернобыльского ^{137}Cs в автоморфных и гидроморфных почвах сосновых фитоценозов в дальней зоне аварии на ЧАЭС. *Проблемы лесоведения и лесоводства*. 2015;75:391–404.
25. Гарбарук ДК, Воронечская АН, Шумак СВ, Турчин ЛМ, Углынец АВ. Краткосрочные изменения загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr элементов биогеоценозов высоковозрастных дубрав в зоне эвакуации (отчуждения) Чернобыльской АЭС. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:51–66. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-51-66>
26. Булко НИ, Толкачева НВ, Потапенко АМ, Козлов АК, Машков ИА, Митин НВ, Шабалева МА, Серенкова ВА, Бутковец ВВ. Поведение ^{137}Cs в лесных почвах (факторы, динамика, прогноз). В: *Лесные экосистемы: современные вызовы, состояние, продуктивность и устойчивость. Материалы Международной научно-практической конференции, посвященной 90-летию Института леса НАН Беларуси, г. Гомель, 13–15 ноября 2020 г.* Гомель: Институт леса НАН Беларуси; 2020:314–319.
27. Переволоцкая ТВ. Вертикальная миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах под влиянием изменения уровня грунтовых вод. *Проблемы лесоведения и лесоводства*. 2009;69:621–636.
28. Ипатьев ВА, Булко НИ, Митин НВ, Шабалева МА, Диденко ЛГ. *Радиоэкологический феномен лесных экосистем*. Гомель: ИЛ НАН Беларуси; 2004. 310 с.
29. Булко НИ. Особенности накопления ^{137}Cs ярусами березового насаждения в условиях различной обводненности гидроморфных почв. *Проблемы лесоведения и лесоводства*. 2006;66:73–82.
30. Юркевич ИД, Адерихо ВС. *Типы и ассоциации ясеневых лесов (По исследованиям в БССР)*. Минск: Наука и техника; 1973. 255 с.
31. Юркевич ИД, Ловчий НФ, Гельтман ВС. *Леса Белорусского Полесья (геоботанические исследования)*. Минск: Наука и техника; 1977. 288 с.
32. Атрохин ВГ, Калущий КК, Тюриков ФТ. *Древесные породы СССР*. Москва: Лесная промышленность; 1982. 264 с.
33. Парфенов ВИ, Якушев БИ, Мартинович БС, Заболотный АИ, Дмитриева СА, Кабашникова ГИ, Кауров ИА, Моисеенко ИФ, Рахтеенко ЛИ, Савельев ВВ, Будкевич ТА, Ермакова ОО, Федоров ВН, Болотских ТН, Казей АП, Кузьмич ОТ, Пискунов ВС, Сак ММ, Голушко РМ, Жмойдяк РН. *Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС)*. Минск: Навука і тэхніка; 1995. 582 с.
34. Углынец АВ, Шумак СВ, Гарбарук ДК. Запас надземной фитомассы нижних ярусов лесной растительности в черноольшанике папоротниковом на юго-востоке Полесья. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2025;1:24–36. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2025-1-24-36>

References

1. Garbaruk DK, Uglyanets AV, Shumak SV. *Potentsial'nyi vklad komponentov chernool'khovykh nasazhdenii zapovednoi zony PGREZ v biomassu lesnykh goryuchikh materialov i sodержание v nikh ^{137}Cs i ^{90}Sr* [Potential contribution of black alder plantations components into forest combustible materials and the ^{137}Cs and ^{90}Sr content on the protected area of the PSRR]. *Botanika (issledovaniya)*. 2021;50:123–139. Russian.
2. Yurkevich ID, Gel'tman VS, Lovchii NF. *Typy i assotsiatsii chernool'khovykh lesov (Po issledovaniyam v BSSR)* [Types and associations of black alder forests (Based on studies in BSSR)]. Minsk: Nauka i tekhnika; 1968. 376 p. Russian.
3. Ivanov AF. *Biologiya drevesnykh rasteniy* [Biology of woody plants]. Minsk: Nauka i tekhnika; 1975. 264 p. Russian.
4. *Lesoustroitel'nyi proekt gosudarstvennogo prirodookhrannogo nauchno-issledovatel'skogo uchrezhdeniya «Polesskii gosudarstvennyi radiatsionno-ekologicheskii zapovednik» Ministerstva po chrezvychaynym situatsiyam Respubliki Belarus' na 2021–2030 gg. Poyasnitel'naya zapiska* [Forest management project of the State Environmental Research Institution «Polesie State Radiation and Ecological Reserve» of the Ministry of Emergency Situations of the Republic of Belarus for 2021–2030. Explanatory note]. Minsk: [publisher unknown]; 2020. 292 p. Russian.
5. Shcheglov AI. *Biogekhimiya tekhnogennykh radionuklidov v lesnykh ekosistemakh: po materialam 10-letnikh issledovaniy v zone vliyaniya avarii na ChAES* [Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems: by the materials of 10-year research in the area effected by the Chernobyl accident]. Moscow: Nauka; 2000. 268 p. Russian.
6. Perevolotskii AN. *Raspredelenie ^{137}Cs i ^{90}Sr v lesnykh biogeotsenozakh* [Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest biogeocenoses]. Gomel': Institut radiologii; 2006. 255 p. Russian.
7. Ipat'ev VA, Baginskii VF, Bulavik IM, Dvornik AM, Volchkov VE, Goncharenko GG, Podzharov VK, Bulko NI, Bordok IV, Volovich PI, Gedykh VB, Grimashevich VV, Didenko LG, Esimchik LD, Zhuchenko TA, Keizer GI, Kovalevich AI, Kozhevnikov AM, Kolodii PV, Kopytkov VV, Krushev LT, Marchenko YaI, Mitin NV, Padutov AE, Padutov VE, Perevolotskii AN, Pikulik MM, Sidor AI, Silin AE, Stepanchik VV, Tarasenko VP, Trukhonovets VV, Usenya VV, Fomina VI, Khotyleva LV, Chunikhin LA, Shevchuk VE, Yatsyna AA. *Les. Chelovek. Chernobyl'. Lesnye ekosistemy posle avarii na Chernobyl'skoi AES: sostoyanie, prognoz, reaktsiya naseleniya, puti reabilitatsii* [Forest. Human. Chernobyl. Forest ecosystems after the accident at the Chernobyl NPP: condition, prediction, response of the population, ways of rehabilitation]. Gomel': Rechitskaya ukрупnennaya tipografiya, 1999. 454 p. Russian.
8. Bulavik IM, Perevolotskii AN, Gaidul' AZ. *Vliyaniye razlichnykh faktorov na nakopleniye ^{137}Cs drevesnymi rasteniyami* [Influence of various factors on ^{137}Cs accumulation by woody plants]. *10 let Polesskomu gosudarstvennomu radiatsionno-ekologicheskomu zapovedniku*. 1998:59–70. Russian.
9. Perevolotskii AN, Bulavik IM, Perevolotskaya TV, Paskrobko LA, Andrush SN, Bondar' YuI, Marchenko YuD, Matusov GD, Chudinov AN. *Vliyaniye tipov uslovii mestoproizrastaniya na uroven' nakopleniya ^{137}Cs v drevesine osnovnykh lesoobrazuyushchikh porod Polesskogo gosudarstvennogo radiatsionno-ekologicheskogo zapovednika* [The influence of types of growing conditions on the level of ^{137}Cs accumulation in the wood of the main forest-forming species of the Polesie State Radiation and Ecological Reserve]. *20 let posle chernobyl'skoy katastrofy*. 2006:105–111. Russian.
10. Bulko NI, Shabaleva MA, Tolкачева NV, Kozlov AK, Mashkov IA. *Osobennosti anomal'nogo postupleniya ^{137}Cs v osnovnye lesoobrazuyushchie porody na territorii zapadnogo sleda avarii na ChAES* [The peculiarities of the anomalous uptake of ^{137}Cs into major forest-forming species occurring in the area affected by the western trace of the Chernobyl accident]. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva*. 2010;70:422–434. Russian.
11. Bondar' YuI, Matusov GD, Bulavik IM, Roshchin VE. *Osobennosti perekhoda ^{137}Cs i ^{90}Sr v drevesinu i koru sosnovykh i listvennykh nasazhdenii v severnoi i yuzhnoi chastyakh zapovednika* [Features of the transition of ^{137}Cs and ^{90}Sr into wood and bark of pine and broadleaved forests in the northern and southern parts of the reserve]. *Ekosistemy i radiatsiya: aspekty sushchestvovaniya i razvitiya*. 2013:156–164. Russian.

12. Voronetskaya AN, Matusov GD. *Nakoplenie radionuklidov strukturnymi komponentami lesnykh fitotsenozov* [Accumulation of radionuclides by structural components of forest phytocenoses]. *Ekosistemy i radiatsiya: aspekty sushchestvovaniya i razvitiya*. 2013;164–171. Russian.
- Uglyanets AV, Garbaruk DK, Shumak SV. *Nakoplenie ^{137}Cs i ^{90}Sr komponentami drevostoya v chernool'shanikakh zony otchuzhdeniya Chernobyl'skoi AES* [^{137}Cs and ^{90}Sr accumulation of stand components in black alder forests of the Chernobyl NPP exclusion zone]. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva*. 2020;80:246–256. Russian.
- Garbaruk DK, Uglyanets AV, Voronetskaya AN. *Zagryaznenie ^{137}Cs drevesiny ol'khi chernoi v zapovednoi zone Poles'skogo gosudarstvennogo radiatsionno-ekologicheskogo zapovednika Belarusi* [^{137}Cs contamination of black alder wood in the protected area of Polesye State Radiation-Ecological reserve of Beldrus]. In: *Radioekologicheskie posledstviya radiatsionnykh avarii – k 35-oi godovshchine avarii na ChAES* [Radioecological consequences of radiation accident: to the 35th anniversary of the Chernobyl accident]. Obninsk: FGBNU VNIIRAE; 2021:56–58. Russian.
15. Garbaruk DK, Uglyanets AV. Wood and bark ^{137}Cs contamination in black alder stands in the near zone of the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Journal of Belarusian State University. Ecology*. 2022;2:48–58. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-2-48-58>
16. Uglyanets AV, Garbaruk DK, Voronetskaya AN. *Zagryaznenie ^{90}Sr drevesiny i kory ol'khi chernoi v belorusskom sektore zony otchuzhdeniya Chernobyl'skoi AES na etape oddalennykh posledstviy avarii* [^{90}Sr contamination of black alder wood and bark in the belarusian sector of the Chernobyl NPP exclusion zone at the stage of remote consequences of the accident]. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva*. 2022;82:278–289. Russian.
- Garbaruk DK, Uglyanets AV. The accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr by components of background species of undergrowth and undergrowth in the black alder of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant. *Proceeding of Francisk Scorina Gomel State University. Natural sciences*. 2020;3(120):29–35. Russian.
18. Uglyanets AV, Shumak SV, Garbaruk DK. Contamination by ^{137}Cs and ^{90}Sr of the dominant species of the living ground cover in the black alder forests of the exclusion zone of the Chernobyl NPP. *Proceeding of Francisk Scorina Gomel State University. Natural sciences*. 2020;6(123):85–91. Russian.
19. Miroshnikov VS, Trull' OA, Ermakov VE, Dol'skii LV, Kostenko AG. *Spravochnik taksatora* [Taxator's Handbook]. Minsk: Uradzhai; 1980. 360 p. Russian.
20. Kuz'menkov MV, Kulagin AP, Tarkan AV, Buzunovskii RS. *Tsaksatsionno-lesoustroitel'nyy spravochnik* [Taxation and forest inventory guide]. Minsk: Lesnoye i okhotnich'ye khozyaystvo; 2019. 335 p. Russian.
21. Sorokina GA, Pakhar'kova NV, Shashkova TL, Subbotin MA. *Uchebnaya polevaya praktika po geobotanike* [Educational field practice in geobotany]. Krasnoyarsk: SFU; 2012. 30 p. Russian.
22. Shcheglov AI, Tsvetnova OB. *Osnovnye zakonomernosti sezonnoi i mnogoletnei dinamiki nakopleniya ^{137}Cs i ^{90}Sr v drevesine* [Basic features of seasonal and multiyear dynamics of ^{137}Cs and ^{90}Sr in wood]. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*. 2004;44(1):113–117. Russian.
23. Marchenko YuD. *Pogodno-klimaticheskie usloviya v blizhnei zone Chernobyl'skoi AES* [Weather-climate conditions in the near zone of Chernobyl NPP]. *Ekosistemy i radiatsiya: aspekty sushchestvovaniya i razvitiya*. 2013;32–45. Russian.
24. Bulko NI, Shabaleva MA, Mitin NV, Tolkacheva NV, Kozlov AK. *Osobennosti dlitel'nykh protsessov migratsii chernobyl'skogo ^{137}Cs v avtomorfnykh i gidromorfnykh pochvakh osnovnykh fitotsenozov v dal'nei zone avarii na ChAES* [Features of long processes migration of chernobyl ^{137}Cs in automorphic and hydromorphic soils of pine phytocenoses in the distant zone accident to the NPP]. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva*. 2015;75:391–404. Russian.
25. Garbaruk DK, Voronetskaya AN, Shumak SV, Turchin LM, Uglyanets AV. Short-term contamination changes of ^{137}Cs and ^{90}Sr in ecosystems elements of high-age oak forests in the Chernobyl nuclear power plant exclusion zone. *Journal of Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:51–66. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-51-66>.
26. Bulko NI, Tolkacheva NV, Potapenko AM, Kozlov AK, Mashkov IA, Mitin NV, Shabaleva MA, Serenkova VA, But'kovets VV. *Povedenie ^{137}Cs v lesnykh pochvakh (faktory, dinamika, prognoz)* [Behavior of ^{137}Cs in forest soils (factors, dynamics, forecast)]. In: *Lesnye ekosistemy: sovremennye vyzovy, sostoyaniye, produktivnost' i ustoychivost'* [Forest ecosystems: current challenges, status, productivity and sustainability]. Gomel': Institut lesa NAN Belarusi; 2020:314–319. Russian.
27. Perevolotskaya TV. *Vertikal'naya migratsiya ^{137}Cs i ^{90}Sr v lesnykh pochvakh pod vliyaniem izmeneniya urovnya gruntovykh vod* [Vertical migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest soils under the influence of groundwater level changes]. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva*. 2009;69:621–636. Russian.
28. Ipat'ev VA, Bulko NI, Mitin NV, Shabaleva MA, Didenko LG. *Radioekologicheskii fenomen lesnykh ekosistem* [Radioecological phenomenon of forest ecosystems]. Gomel': IL NAN Belarusi; 2004. 310 p. Russian.
29. Bulko NI. *Osobennosti nakopleniya ^{137}Cs yarusami berezovogo nasazhdeniya v usloviyakh razlichnoi obvodnennosti gidromorfnykh poch* [Features of ^{137}Cs accumulation by birch forest layers under conditions of varying water content of hydromorphic soils]. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva*. 2006;66:73–82. Russian.
- Yurkevich ID, Aderikho VS. *Tipy i assotsiatsii yasenevykh lesov (Po issledovaniyam v BSSR)* [Types and associations of ash forests (Based on studies in BSSR)]. Minsk: Nauka i tekhnika; 1973. 255 p. Russian.
31. Yurkevich ID, Lovchii NF, Gel'tman VS. *Lesy Belorusskogo Poles'ya (geobotanicheskie issledovaniya)* [Forests of Belarusian Polesie (geobotanical studies)]. Minsk: Nauka i tekhnika; 1977. 288 p. Russian.
32. Atrokhin VG, Kalutskii KK, Tyurikov FT. *Drevesnye porody SSSR* [Wood species of the USSR]. Moscow: Lesnaya promyshlennost'; 1982. 264 p. Russian.
33. Parfenov VI, Yakushev BI, Martinovich BS, Zabolotnyi AI, Dmitrieva SA, Kabashnikova GI, Kaurov IA, Moiseenko IF, Rakhteenko LI, Savel'ev VV, Budkevich TA, Ermakova OO, Fedorov VN, Bolotskikh TN, Kazei AP, Kuz'mich OT, Piskunov VS, Sak MM, Golushko RM, Zhmoidyak RN. *Radioaktivnoe zagryaznenie rastitel'nosti Belarusi (v svyazi s avariei na Chernobyl'skoi AES)* [Radioactive contamination of vegetation in Belarus (in connection with the Chernobyl NPP accident)]. Minsk: Navuka i tekhnika; 1995. 582 p. Russian.
34. Uglyanets AV, Shumak SV, Garbaruk DK. Aboveground phytomass stock of the lower tiers of forest vegetation in black alder fern forest type in the south-east of Polesie. *Journal of Belarusian State University. Ecology*. 2025;1:24–36. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2025-1-24-36>.

УДК 541.15:543.426

АНТИОКСИДАНТНАЯ АКТИВНОСТЬ ГИДРОЛИЗАТОВ МОЛОЗИВА И ИХ КОМПЛЕКСОВ С β - И γ -ЦИКЛОДЕКСТРИНАМИ

Е. И. ТАРУН¹⁾, В. В. РЫЖИКОВА¹⁾, С. А. КОСТЮКОВЕЦ¹⁾, О. С. КРЫЖ¹⁾, Т. Н. ГОЛОВАЧ²⁾

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

Изучена антиоксидантная активность (АОА) 10 образцов: сухое молозиво, его гидролизаты со степенью гидролиза 1 и 5 %, ультрафильтраты гидролизатов, полученные с применением фильтров с разделяющей способностью 10 и 5 кДа, кластеры β - и γ -циклодекстринов с пептидами, а также β - и γ -циклодекстрины. Определены основные показатели АОА из зависимостей интенсивности флуоресценции флуоресцеина от логарифма концентрации всех образцов.

Образец цитирования:

Тарун ЕИ, Рыжикова ВВ, Костюковец СА, Крыж ОС, Головач ТН. Антиоксидантная активность гидролизатов молозива и их комплексов с β - и γ -циклодекстринами. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:73–80.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-73-80>

For citation:

Tarun EI, Ryzhikova VV, Kostyukovets SA, Kryzh OS, Halavach TN. Antioxidant activity of colostrum hydrolysates and their complexes with β - and γ -cyclodextrins. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:73–80. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-73-80>

Авторы:

Екатерина Ивановна Тарун – кандидат химических наук, доцент кафедры экологической химии и биохимии.

Вероника Владимировна Рыжикова – студентка, факультет экологической медицины.

Софья Анатольевна Костюковец – студентка, факультет экологической медицины.

Ольга Сергеевна Крыж – магистрант кафедры экологической химии и биохимии.

Татьяна Николаевна Головач – кандидат биологических наук, доцент; старший научный сотрудник научно-исследовательской лаборатории прикладных проблем биологии, биологический факультет.

Authors:

Ekaterina I. Tarun, PhD (chemistry), associate professor at the department of ecological chemistry and biochemistry.
tarunekaterina@gmail.com

Veronika V. Ryzhikova, student, faculty of ecological medicine.
veronika960510@gmail.com

Sofia A. Kostyukovets, student, faculty of ecological medicine.
sonsonson2431@gmail.com

Olga S. Kryzh, master's student at the department of ecological chemistry and biochemistry.
olgakryzh97@gmail.com

Tatsiana N. Halavach, PhD (biology), docent; senior researcher at the research laboratory of applied problems of biology, faculty of biology.
halavachtn@gmail.com

Показатели IC_{50} находились в пределах 4,0–56,9 мкг/мл. Образцы восстанавливали флуоресценцию флуоресцеина до 74–96 % при их концентрации 0,15–0,3 мг/мл. Степень гидролиза и последующая ультрафильтрация, а также комплексообразование с циклодекстринами оказывали влияние на увеличение антиоксидантной активности. Максимальная антиоксидантная активность получена для образца ультрафильтрата гидролизата молозива в комплексе с γ -циклодекстрином.

Ключевые слова: антиоксидантная активность; гидролизат молозива; флуоресцеин.

ANTIOXIDANT ACTIVITY OF COLOSTRUM HYDROLYSATES AND THEIR COMPLEXES WITH β - AND γ -CYCLODEXTRINS

E. I. TARUN^a, V. V. RYZHIKOVA^a, S. A. KOSTYUKOVETS^a, O. S. KRYZH^a, T. N. HALAVACH^b

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

^bBelarusian State University,
4 Niezalieŭnasci Avenue, Minsk 220030, Belarus
Corresponding author: E. I. Tarun (tarunekaterina@gmail.com)

The antioxidant activity (AOA) of 10 samples was studied: dry colostrum, its hydrolysates with a degree of hydrolysis of 1 and 5 %, ultrafiltrates of hydrolysates obtained using filters with a separation capacity of 10 and 5 kDa, clastrates of β - and γ -cyclodextrins with peptides, as well as β - and γ -cyclodextrins. The main AOA parameters were determined from the dependences of fluorescein fluorescence intensity on the logarithm of the concentration of all samples. IC_{50} values were in the range of 4,0–56,9 μ g/ml. The samples restored fluorescein fluorescence to 74–96 % at their concentration of 0,15–0,3 mg/ml. The degree of hydrolysis and subsequent ultrafiltration, as well as complexation with cyclodextrins, influenced the increase in antioxidant activity. The maximum antioxidant activity was obtained for a sample of colostrum hydrolysate ultrafiltrate in complex with γ -cyclodextrin.

Keywords: antioxidant activity; colostrum hydrolysate; fluorescein.

Введение

Молозиво обладает более высокой питательной и биологической ценностью, чем зрелое молоко. В нем увеличено содержание легкоусвояемых сывороточных белков, защитных иммунных факторов (иммуноглобулина А, лактоферрина, лейкоцитов-макрофагов, нейтрофилов, лимфоцитов), а также природных антиоксидантов (витаминов А и Е, β каротина, цинка, селена). Для получения продуктов с низким аллергенным потенциалом и высокой питательной ценностью применяют ферментативный гидролиз белкового компонента молозива.

Исследование биологически активных пептидов (БАП), содержащихся в коровьем молоке и других кисломолочных продуктах, свидетельствуют, что они обладают гипотензивным, иммуномодулирующим, антиоксидантным, антимикробным, антимуtagenным и др. эффектами [1]. БАП образуются в результате воздействия на белки молока пищеварительных ферментов желудочно-кишечного тракта, при технологической обработке очищенными протеазами, а также ферментации молочнокислыми бактериями [2; 3]. В результате ферментативного гидролиза основных белков-аллергенов молока (β -лактоглобулин, казеин) образуются гипоаллергенные пептиды, что связано с расщеплением участков антигенных детерминант в соответствующих белках [4; 5]. Использование различных протеолитических ферментов и пробиотических микроорганизмов обеспечивает получение гидролизированных и ферментированных белков молока со специфическим белково-пептидным профилем и характерными биологически активными свойствами [6; 7].

Циклодекстрины (ЦД) представляют собой макроциклическое соединение, общая формула которого $(C_6H_{10}O_5)_n$. Его структурная единица – это α -D-глюкоза в пиранозной форме, в состав которой входит 3 гидроксильных группы, две из которых находятся внутри кольца и одна – снаружи. β -циклодекстрин содержит 7, а γ -циклодекстрин – 8 остатков глюкозы. Соответственно, 7 или 8 гидроксильных групп, находящихся на поверхности циклодекстрина могут служить ловушками свободных радикалов. Использование ЦД в медицине направлено на повышение качества лекарственных препаратов.

Цель создания комплексов гидролизата белков молозива с β - и γ -циклодекстринами – устранение горького вкуса гидролизата. Вместе с тем актуальным представляется изучение влияния комплексообразования на функциональные свойства пептидов, в частности, на антиоксидантную активность гидролизированных белков молока.

Материалы и методы исследования

Определение АОО основано на измерении интенсивности флуоресценции флуоресцеина и ее уменьшении под воздействием свободных радикалов. При взаимодействии флуоресцеина со свободными радикалами происходит тушение его флуоресценции, восстановить которую можно при добавлении в систему веществ, проявляющих антиоксидантные свойства [8–11]. В качестве таких веществ взяты образцы, представленные в табл. 1.

Таблица 1

Образцы молозива, его гидролизатов, ультрафильтратов и их комплексов с β - и γ -циклодекстринами

Table 1

Samples of colostrum, its hydrolysates, ultrafiltrates and their complexes with β - and γ -cyclodextrins

Название образца	Краткое название образца	Содержание белка, мг/мл
Молозиво	М	3
Гидролизат молозива со степенью гидролиза 1 %	ГМ-1 %	3
Гидролизат молозива со степенью гидролиза 5 %	ГМ-5 %	3
Ультрафильтрат гидролизата молозива со степенью гидролиза 1 % и применением фильтров с разделяющей способностью 10 кДа	ГМ-1 %-УФ-10кДа	3
Ультрафильтрат молозива со степенью гидролиза 5 % и применением фильтров с разделяющей способностью 10 кДа	ГМ-5 %-УФ-10кДа	3
Ультрафильтрат молозива со степенью гидролиза 5 % и применением фильтров с разделяющей способностью 5 кДа	ГМ-5 %-УФ-5кДа	3
Комплекс ультрафильтрата гидролизата молозива с β -циклодекстрином	ГМ-5 %-УФ-5кДа- β -ЦД	3
Комплекс ультрафильтрата гидролизата молозива с γ -циклодекстрином	ГМ-5 %-УФ-5кДа- γ -ЦД	3
β -циклодекстрин	β -ЦД	
γ -циклодекстрин	γ -ЦД	

В работе использовали сухое молозиво (образец предоставлен ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт молочной промышленности», Россия). Ультрафильтраты гидролизата молозива со степенью гидролиза 1 и 5 % получены в НИЛ прикладных проблем биологии (БГУ) с применением протеолитического фермента алкалазы.

Получение ультрафильтрата гидролизата молозива. 1 и 5%-ные растворы гидролизатов готовили в дистиллированной воде, центрифугировали для осаждения нерастворимых частиц при 6000 g и температуре 4 °C в течение 30 мин. Полученные супернатанты фракционировали с применением фильтров *SpinX UF Concentrator 20* (Corning, Англия) с разделяющей способностью 5 и 10 кДа.

Приготовление комплексов ультрафильтрата гидролизатов с циклодекстринами. Ультрафильтраты гидролизатов брали в пропорции с циклодекстрином 5 %:3 %. К 0,1 г сухой смеси добавляли 2 мл дистиллированной воды. Для получения однородной суспензии помещали стакан с комплексом гидролизатов с циклодекстринами на водяную баню при температуре 50 °C и перемешивали. Получали раствор комплексов гидролизатов с циклодекстринами с концентрацией 50 мг/мл.

Измерения флуоресценции проводили на флуориметре *RF-5301 PC* («Shimadzu», Япония). Регистрировали интенсивность флуоресценции на длине волны 514 нм. Длина волны возбуждения – 490 нм.

Статистическая обработка экспериментальных данных. Построение графиков и математическую обработку результатов исследований осуществляли при помощи компьютерной программы *Microsoft Office Excel 2003* (Microsoft Corporation, США). Результаты независимых экспериментов представлены как среднее арифметическое значение $\pm$ доверительный интервал. Достоверность различий между выборками данных определяли методом доверительных интервалов.

Результаты исследования и их обсуждение

Зависимости интенсивности флуоресценции флуоресцеина (А) от логарифма концентрации всех образцов молозива получены в ходе исследования ингибирования реакций свободных радикалов, генерируемых в системе Фентона, из которых графически определены основные показатели антиоксидантной активности образцов, представленных в табл. 2: $A_{\max}$ – интенсивность флуоресценции, соответствующая максимальному ингибированию свободных радикалов, $C_{\max}$ – концентрация образца, при которой достигается $A_{\max}$ и IC_{50} – концентрация образца, при которой достигается 50 % ингибирования свободных радикалов.

Таблица 2

Показатели антиоксидантной активности образцов молозива и циклодекстринов

Table 2

Indicators of antioxidant activity of colostrum samples and cyclodextrins

№	Название образца	$A_{\max}$, %	$C_{\max}$, мг/мл	IC_{50} , мкг/мл сухого вещества	IC_{50} , мкг/мл белка
1	М	75	0,3		$56,9 \pm 0,5$
2	ГМ–1 %	74	0,15		$30,6 \pm 0,6$
3	ГМ–5 %	78	0,15		$17,3 \pm 0,5$
4	ГМ–1 %-УФ-10кДа	75	0,15		$13,5 \pm 0,4$
5	ГМ–5 %-УФ-10кДа	80	0,15		$11,3 \pm 0,5$
6	ГМ–5 %-УФ-5кДа	90	0,3		$8,6 \pm 0,3$
7	ГМ–5 %-УФ-5кДа– β -ЦД	92	0,3		$5,9 \pm 0,5$
8	ГМ–5 %-УФ-5кДа– γ -ЦД	96	0,3		$4,0 \pm 0,4$
9	β -ЦД	67	0,4	$106,5 \pm 0,5$	
10	γ -ЦД	69	0,3	$58,9 \pm 0,4$	

Образец молозива (М) показывал минимальную антиоксидантную активность. Флуоресценция флуоресцеина восстанавливается до 75 % при концентрации 0,3 мг/мл, а показатель IC_{50} ($56,9$ мкг/мл) имеет максимальное значение, что свидетельствует о самой слабой АОА.

Гидролиз белков молозива приводит к уменьшению высокомолекулярной фракции белка, что может способствовать повышению антиоксидантной активности. Образец гидролизата молозива со степенью гидролиза 1 % (ГМ–1 %) восстанавливает флуоресценцию флуоресцеина до 74 % при концентрации в 2 раза ниже, чем образец молозива, а его показатель IC_{50} ($30,6$ мкг/мл) в 1,9 раза ниже аналогичного показателя для молозива. Гидролизат молозива со степенью гидролиза 5 % (ГМ–5 %) восстанавливает флуоресценцию флуоресцеина до 78 %, а его показатель IC_{50} ($17,3$ мкг/мл) в 3,3 раза ниже аналогичного показателя молозива и в 1,8 раза ниже аналогичного показателя ГМ–1 % (рис. 1). Таким образом, более глубокий гидролиз позволяет усилить АОА.

Последующая ультрафильтрация гидролизатов приводит к еще большему уменьшению высокомолекулярной фракции белка, что может повлиять на повышение антиоксидантной активности. Проведено сравнение образцов ГМ–1 % и ГМ–1 %-УФ-10 кДа. Для образца ультрафильтрата гидролизата молозива (ГМ–1 %-УФ-10кДа) показатель $A_{\max}$ на 1 % выше, чем для образца ГМ–1 %. Показатель IC_{50} ($13,5$ мкг/мл) для ГМ–1 %-УФ-10кДа уменьшается в 2,3 раза по сравнению с аналогичным показателем ГМ–1 % и в 4,2 раза по сравнению с аналогичным показателем молозива (рис. 2).

Сравнение образцов ГМ–5 % и ГМ–5 %-УФ-10кДа показывает, что ультрафильтрация приводит к увеличению показателя $A_{\max}$ 2 %. Показатель IC_{50} ($11,3$ мкг/мл) при этом уменьшается в 1,5 раза по сравнению с аналогичным показателем ГМ–5 % и в 5 раз по сравнению с аналогичным показателем молозива. Сравнение двух образцов ультрафильтратов ГМ–1 %-УФ-10кДа и ГМ–5 %-УФ-10кДа показывает повышение показателя $A_{\max}$ на 5 % и снижение показателя IC_{50} в 1,2 раза в образце ГМ–5 %-УФ-10кДа по сравнению с ГМ–1 %-УФ-10кДа, что свидетельствует в пользу применения более глубокой гидролизации.

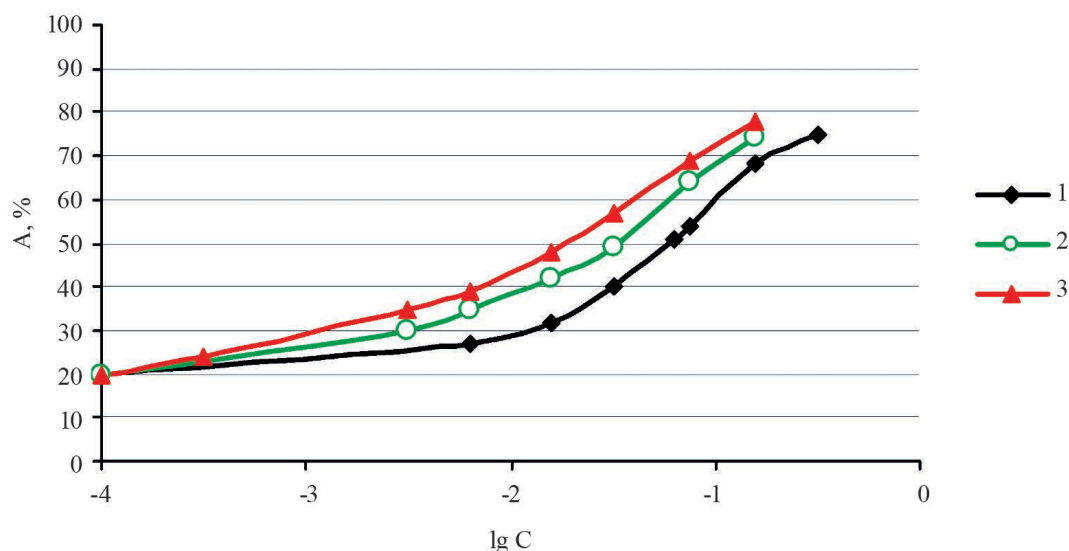


Рис. 1. Зависимость интенсивности флуоресценции флуоресцеина (A) от логарифма концентрации (C) молозива (М) (1), гидролизата молозива со степенью гидролиза 1 % (ГМ-1 %) (2) и гидролизата молозива со степенью гидролиза 5 % (ГМ-5 %) (3)

Fig. 1. Dependence of fluorescein fluorescence intensity (A) on the logarithm of the concentration (C) of colostrum (M) (1), colostrum hydrolysate with a degree of hydrolysis of 1 % (ГМ-1 %) (2) and colostrum hydrolysate with a degree of hydrolysis of 5 % (ГМ-5 %) (3)

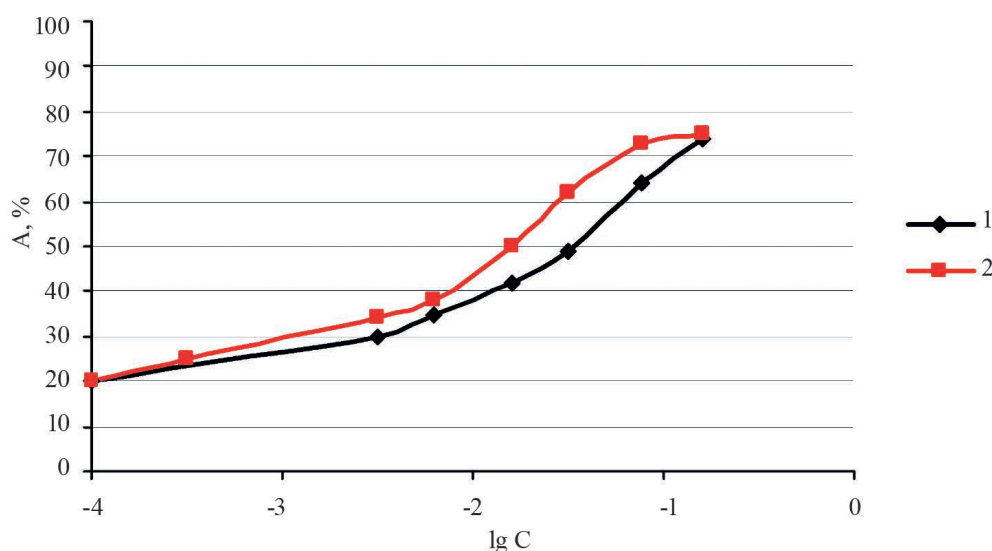


Рис. 2. Зависимость интенсивности флуоресценции флуоресцеина (A) от логарифма концентрации (C) гидролизата молозива со степенью гидролиза 1 % (ГМ-1 %) (1) и его ультрафильтрата (ГМ-1 %-УФ-10кДа) (2)

Fig. 2. Dependence of fluorescein fluorescence intensity (A) on the logarithm of the concentration (C) colostrum hydrolysate with a degree of hydrolysis of 1 % (ГМ-1 %) and its ultrafiltrate (ГМ-1 %-УФ-10кДа) (2)

Применение фильтра с большей разделяющей способностью позволяет получить фракцию белка с меньшей молекулярной массой и тем самым дает возможность увеличить АОА. Образец гидролизата молозива со степенью гидролиза 5 %, пропущенный через фильтр с большей разделяющей способностью (ГМ-5 %-УФ-5кДа) восстанавливает флуоресценцию флуоресцеина до 90 %, что на 10 % выше, чем для образца ГМ-5 %-УФ-10кДа и на 12 % выше, чем для образца ГМ-5 %. При этом показатель IC_{50} (8,6 мкг/мл) уменьшается в 1,3 раза по сравнению с ГМ-5 %-УФ-10кДа, в 2 раза по сравнению с аналогичным показателем ГМ-5 % и в 6,6 раза по сравнению с аналогичным показателем молозива (рис. 3).

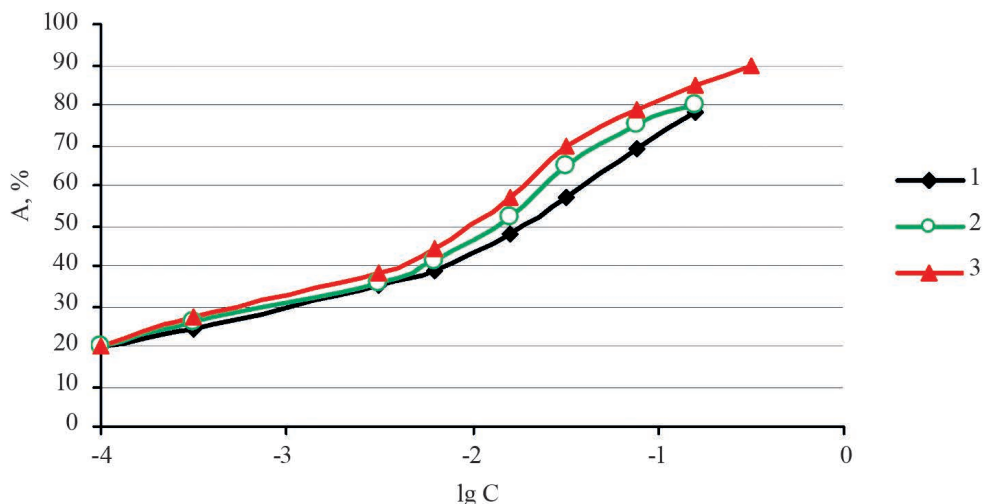


Рис. 3. Зависимость интенсивности флуоресценции флуоресцеина (A) от логарифма концентрации (C) гидролизата молозива со степенью гидролиза 5 % (ГМ-5 %) (1), его ультрафильтрата (ГМ-5 %-УФ-10 кДа) (2) и его ультрафильтрата (ГМ-5 %-УФ-5кДа) (3)

Fig. 3. Dependence of fluorescein fluorescence intensity (A) on the logarithm of the concentration (C) colostrum hydrolysate with a degree of hydrolysis of 5 % (ГМ-5 %), its ultrafiltrate (ГМ-5 %-УФ-10 кДа) (2) and its ultrafiltrate (ГМ-5 %-УФ-5кДа) (3)

Комплексообразование с циклодекстринами может приводить к повышению АОА за счет наличия гидроксильных групп в циклодекстринах. Комплексообразование ультрафильтрата гидролизата молозива с β -циклодекстрином (ГМ-5 %-УФ-5кДа- β -ЦД) приводит к восстановлению флуоресценции флуоресцеина до 92 %, что на 2 % выше, чем для исходного образца гидролизата ГМ-5 %-УФ-5кДа. Показатель IC_{50} (5,9 мкг/мл) при этом снижается в 1,5 раза по сравнению с аналогичным показателем для образца ГМ-5%-УФ-5кДа и в 9,6 раза по сравнению с аналогичным показателем для образца молозива (рис. 4).

Благодаря большому количеству гидроксильных групп, содержащихся в γ -циклодекстрине, комплекс ультрафильтрата гидролизата молозива с γ -циклодекстрином показывает более высокую АОА, чем комплекс гидролизата с β -циклодекстрином. Комплекс ультрафильтрата гидролизата молозива с γ -циклодекстрином (ГМ-5 %-УФ-5кДа- γ -ЦД) восстанавливает флуоресценцию флуоресцеина до 96 %, то есть на 4 % выше, чем комплекс гидролизата с β -циклодекстрином. Показатель IC_{50} (4,0 мкг/мл) в 1,5 раза ниже аналогичного показателя для образца ГМ-5 %-УФ-5кДа- β -ЦД, в 2,2 раза ниже аналогичного показателя для образца ГМ-5 %-УФ-5кДа и в 14,2 раза ниже аналогичного показателя для образца молозива.

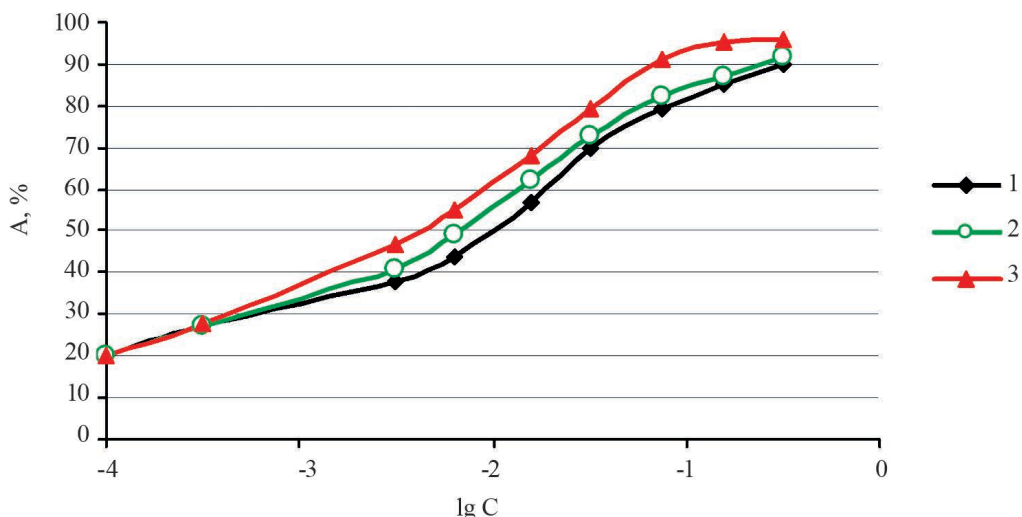


Рис. 4. Зависимость интенсивности флуоресценции флуоресцеина (A) от логарифма концентрации (C) ультрафильтрата гидролизата молозива со степенью гидролиза 5 % (ГМ-5 %-УФ-5 кДа) (1), его комплекс с β -циклодекстрином (ГМ-5 %-УФ-5кДа - β -ЦД) (2) и его комплекс с γ -циклодекстрином (ГМ-5 %-УФ-5кДа - γ -ЦД) (3)

Fig. 4. Dependence of fluorescein fluorescence intensity (A) on the logarithm of the concentration (C) ultrafiltrate of colostrum hydrolysate with a degree of hydrolysis 5 % (ГМ-5 %-УФ-5 кДа) (1), its complex with β -cyclodextrin (ГМ-5 %-УФ-5кДа - β -ЦД) (2) and its complex with γ -cyclodextrin (ГМ-5 %-УФ-5кДа - γ -ЦД) (3)

АОА комплексов гидролизатов с циклодекстринами намного возрастает при сравнении их с исходными циклодекстринами. Зависимости интенсивности флуоресценции флуоресцеина от концентрации β и γ -циклодекстрина представлены на рис. 5. Циклодекстрины имели более низкие показатели $A_{\max}$ и более высокие показатели IC_{50} по сравнению с их комплексами с гидролизатами. Показатель $A_{\max}$ для β -циклодекстрина (β -ЦД) на 25 % ниже образца его комплекса с гидролизатом (ГМ-5 %-УФ-5кДа- β -ЦД), а его показатель IC_{50} (106,5 мкг/мл) в 18 раз выше аналогичного показателя для образца ГМ-5 %-УФ-5кДа- β -ЦД. Показатель $A_{\max}$ для γ -циклодекстрина (γ -ЦД) на 27 % ниже образца его комплекса с гидролизатом (ГМ-5 %-УФ-5 кДа - γ -ЦД), а его показатель IC_{50} (77,7 мкг/мл) в 19,4 раза выше аналогичного показателя для образца ГМ-5 %-УФ-5кДа- γ -ЦД.

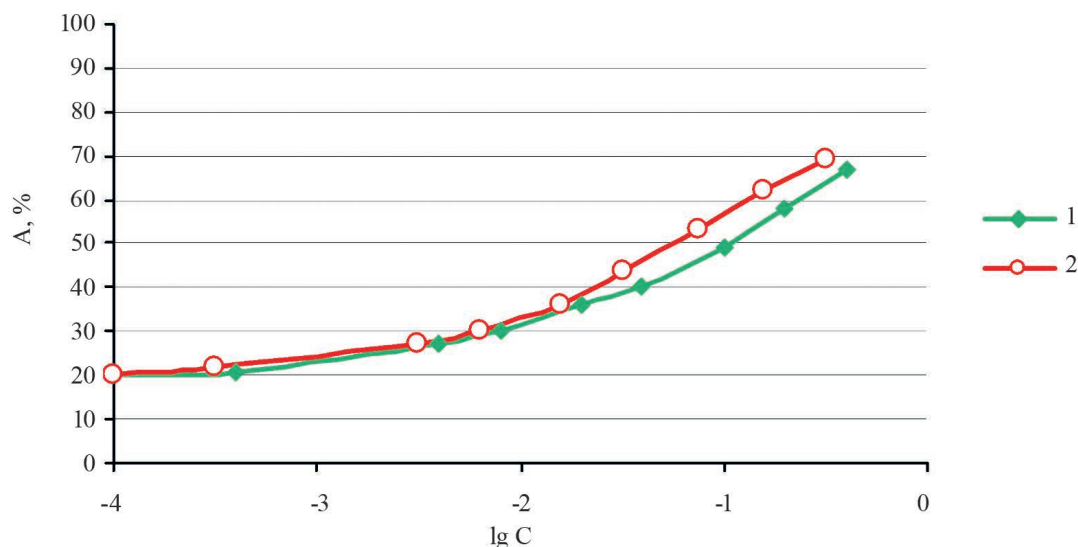


Рис. 5. Зависимость интенсивности флуоресценции флуоресцеина (A) от логарифма концентрации (C) β -циклодекстрина (1) и γ -циклодекстрина (2)

Fig. 5. Dependence of fluorescein fluorescence intensity (A) on the logarithm of the concentration (C) of β -cyclodextrin (1) and γ -cyclodextrin (2)

Заключение

Благодаря гидролизу и последующей ультрафильтрации молозива показано повышение антиоксидантной активности за счет обогащения низкомолекулярной фракции. Показатели $A_{\max}$ образцов гидролизатов молозива с разной степенью гидролизованности увеличивались на 6–10 %, а показатели IC_{50} уменьшались в 1,9–3,3 раза по сравнению с образцами молозива. Показатели $A_{\max}$ образцов ультрафильтратов гидролизованного молозива увеличивались на 1–12% и на 7–15 %, а показатели IC_{50} уменьшались в 1,5–2,3 и 4,2–6,6 раза по сравнению с образцами гидролизатов молозива и нативного молозива соответственно.

Образование комплексов белков молозива с циклодекстринами также приводило к повышению АОА по сравнению с ультрафильтратом гидролизованного молозива, а также с циклодекстринами. Показатели $A_{\max}$ образцов комплексов ГМ- β -ЦД и ГМ- γ -ЦД увеличивались на 2–6 % по сравнению с образцами ультрафильтрата и на 25–27 % по сравнению с циклодекстринами. Показатели IC_{50} комплексов ГМ- β -ЦД и ГМ- γ -ЦД уменьшались в 1,5–2,2 и в 18–19,4 раза по сравнению с образцами ультрафильтрата и циклодекстринами соответственно.

Библиографические ссылки

1. Wada Y, Lönnnerdal B. Bioactive peptides derived from human milk proteins – mechanisms of action. *Journal of Nutritional Biochemistry*. 2014;25(5): 503–514.
2. Mohanty D. Antimicrobial peptides as natural bio-preservative to enhance the shelf-life of food. *International Journal of Food Properties*. 2016;19:837–846.
3. Raikos V, Dassios T. Health-promoting properties of bioactive peptides derived from milk proteins in infant food: a review. *Dairy Science and Technology*. 2014;94:91–101.
4. Tsabouri S., Douros K., Priftis K.N. Cow's milk allergenicity. *Endocrine, Metabolic and Immune Disorders*. 2014;14(1):16–26.
5. Wal J-M. Bovine milk allergenicity. *Annals of Allergy, Asthma and Immunology*. 2004;93(5):2–11.
6. Madureira AR. Invited review: physiological properties of bioactive peptides obtained from whey proteins. *Journal of Dairy Science*. 2010;93(2):437–455.

7. Sánchez A, Vázquez A. Bioactive peptides: a review. *Journal of Food Safety*. 2017;1(1):29–46.
8. Cao GH, Alessio HM, Cutler RG. Oxygen-radical absorbance capacity assay for antioxidants. *Free Radicals In Biology And Medicine*. 1993;3(14):303–311.
9. Ehlenfeldt MK., Prior RI. Oxygen radical absorbance capacity (ORAC) and phenolic and anthocyanin concentrations in fruit and leaf tissues of highbush blueberry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2001;49:2222–2227.
10. Wei Y. A novel H₂O₂-triggered anti-Fenton fluorescent pro-chelator excitable with visible light. *Chemical Communications*. 2009;11:1413–1415.
11. Тарун ЕИ, Данькова АВ, Пырко АН. Антиоксидантная активность гексагидрохинолонов. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2019;2:77–83.

References

1. Wada Y, Lönnnerdal B. Bioactive peptides derived from human milk proteins – mechanisms of action. *Journal of Nutritional Biochemistry*. 2014;25(5): 503–514.
2. Mohanty D. Antimicrobial peptides as natural bio-preservative to enhance the shelf-life of food. *International Journal of Food Properties*. 2016;19:837–846.
3. Raikos V, Dassios T. Health-promoting properties of bioactive peptides derived from milk proteins in infant food: a review. *Dairy Science and Technology*. 2014;94:91–101.
4. Tsabouri S., Douros K., Priftis K.N. Cow's milk allergenicity. *Endocrine, Metabolic and Immune Disorders*. 2014;14(1):16–26.
5. Wal J-M. Bovine milk allergenicity. *Annals of Allergy, Asthma and Immunology*. 2004;93(5):2–11.
6. Madureira AR. Invited review: physiological properties of bioactive peptides obtained from whey proteins. *Journal of Dairy Science*. 2010;93(2):437–455.
7. Sánchez A, Vázquez A. Bioactive peptides: a review. *Journal of Food Safety*. 2017;1(1):29–46.
8. Cao GH, Alessio HM, Cutler RG. Oxygen-radical absorbance capacity assay for antioxidants. *Free Radicals In Biology And Medicine*. 1993;3(14):303–311.
9. Ehlenfeldt MK., Prior RI. Oxygen radical absorbance capacity (ORAC) and phenolic and anthocyanin concentrations in fruit and leaf tissues of highbush blueberry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2001;49:2222–2227.
10. Wei Y. A novel H₂O₂-triggered anti-Fenton fluorescent pro-chelator excitable with visible light. *Chemical Communications*. 2009;11:1413–1415.
11. Tarun EI, Dankova AV, Pyrko AN. *Antioxidantnaya aktivnost' geksahidrokinolonov* [Antioxidant activity of hexahydroquinolones]. *Journal of Belarusian State University. Ecology*. 2019;2:77–83. Russian.

Статья поступила в редколлегию 01.10.2025.
Received by editorial board 01.10.2025.

УДК 612.392.64;612.441;614.0.06;616.001.26

РАДИОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ЙОДНОГО ДЕФИЦИТА У НАСЕЛЕНИЯ БЕЛАРУСИ В ПЕРИОД КАТАСТРОФЫ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС: ЗАБОЛЕВАЕМОСТЬ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ Сорок лет спустя

С. В. ПЕТРЕНКО¹⁾, А. Н. БАТЯН¹⁾, И. В. ПУХТЕЕВА¹⁾, М. С. ПЕТРЕНКО¹⁾, С. А. ЛАПТЕНОК¹⁾

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

За несколько лет до Чернобыльской катастрофы в Беларуси было прекращено финансирование программы йодной профилактики. В результате йодного дефицита у пострадавшего населения в последующие десятилетия после катастрофы зарегистрировано более 25 тыс. случаев рака щитовидной железы. В 1999 г. было проведено масштабное исследование по оценке йодной обеспеченности современными аналитическими методами и установлено, что у 80 % детей отмечались признаки легкой или умеренной йодной недостаточности, а уровень экскреции йода с мочой составил 45 мкг/Л (при нормальном значении – 100–150 мкг/Л). Последующая профилактика йодного дефицита населения Беларуси, начатая в 2000 г. после принятия нормативного документа Министерством здравоохранения Республики Беларусь «О проведении профилактики йододефицитных заболеваний», привела в 2003 г. к достоверному повышению медианы экскреции йода с мочой у детей (более 100 мкг/Л), то есть к ликвидации йодного дефицита и к достоверному снижению показателей заболеваемости простым зобом среди детского населения страны. В 2010 г. Республика Беларусь вышла из списка стран мира, имеющих йодный дефицит. Вместе с тем у детского населения Брестской и Гродненской областей за двадцатилетний период установлен достоверный рост показателей заболеваемости аутоиммунным тиреоидитом (АИТ), а в Брестской и ряде других областей отмечен рост показателей заболеваемости раком щитовидной железы. Эти изменения показателей заболеваемости щитовидной железы в условиях многолетней профилактики йодного дефицита необычны, принимая во внимание наличие йодного дефицита у населения на момент Чернобыльской катастрофы, который способствовал поступлению и накоплению радионуклидов йода в организме и явился причиной радиобиологических последствий йодного дефицита у населения республики. Выдвигается гипотеза, согласно которой воздействие радионуклидов йода ответственно за формирование синдрома радиационно-индуцированной геномной нестабильности клеток щитовидной железы.

Ключевые слова: йодный дефицит; сорок лет после Чернобыльской катастрофы; дети Беларуси; заболеваемость зобом и аутоиммунным тиреоидитом; геномная нестабильность

Образец цитирования:

Петренко СВ, Батян АН, Пухтеева ИВ, Петренко МС, Лаптенко СА. Радиобиологические последствия йодного дефицита у населения Беларуси в период катастрофы на Чернобыльской АЭС: заболеваемость щитовидной железой сорок лет спустя. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:81–88.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-81-88>

For citation:

Petrenko SV, Batyan AN, Pukhteeva IV, Petrenko MS, Laptenok SA. Radiobiological consequences of iodine deficiency in the population of Belarus during the Chernobyl nuclear power plant disaster: incidence of thyroid diseases forty years later. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:81–88. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-81-88>

Авторы:

Сергей Владимирович Петренко – кандидат медицинских наук, доцент; доцент кафедры экологической медицины и радиобиологии.

Анатолий Николаевич Батян – доктор медицинских наук, профессор; заведующий кафедрой экологической медицины и радиобиологии.

Ирина Викторовна Пухтеева – старший преподаватель кафедры экологической медицины и радиобиологии.

Мария Сергеевна Петренко – студентка, факультет экологической медицины.

Сергей Антонович Лаптенко – кандидат технических наук, доцент; доцент кафедры ядерных и медицинских технологий.

Authors:

Sergey V. Petrenko, PhD (medicine), docent; associate professor at the department of environmental medicine and radiobiology.

petrenko@iseu.by

Anatoly N. Batyan, doctor of science (medicine), full professor; head of the department of environmental medicine and radiobiology.

bat@iseu.by

Irina V. Pukhteeva, senior lecturer at the department of environmental medicine and radiobiology.

puhteeva@mail.ru

Maria S. Petrenko, student, faculty of environmental medicine.

mariaipetrenko335@gmail.com

Sergey A. Laptenok, PhD (engineering), docent; associate professor at the department of nuclear and medical technology.

Laptionak@bsu.by

Благодарность. Авторы выражают благодарность за финансовую поддержку работы Министерству образования Республики Беларусь при выполнении темы НИР 3.03.04 «Оценка микроэлементного статуса населения, проживающего в зоне влияния отрицательных антропогенных и природных факторов с целью разработки методов профилактики их отрицательного воздействия на щитовидную железу» в рамках ГПНИ «Природные ресурсы и окружающая среда» на 2021–2025 годы.

RADIOBIOLOGICAL CONSEQUENCES OF IODINE DEFICIENCY IN THE POPULATION OF BELARUS DURING THE CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT DISASTER: INCIDENCE OF THYROID DISEASES FORTY YEARS LATER

S. V. PETRENKO^a, A. N. BATYAN^a, I. V. PUKHTEEVA^a, M. S. PETRENKO^a, S. A. LAPTENOK^a

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daŭhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus
Corresponding author: S. V. Petrenko (petrenko@iseu.by)

Several years before the Chernobyl disaster, funding for the iodine prophylaxis program in Belarus was halted. As a result of the existing iodine deficiency, over 25,000 cases of thyroid cancer were registered in children in the decades following the disaster. In 1999, a large-scale study assessing iodine status using modern analytical methods found that 80 % of children showed signs of mild or moderate iodine deficiency, with urinary iodine excretion levels of 45 µg/L (with a target level of 100–150 µg/L). Subsequent iodine deficiency prevention in the Belarusian population, initiated in 2000 following the adoption of the regulatory document of the Ministry of Health of the Republic of Belarus «On the Prevention of Iodine Deficiency Disorders», resulted in a significant increase in the median urinary iodine excretion in children (over 100 µg/L) in 2003, thereby eliminating iodine deficiency and significantly reducing the incidence of simple goiter among the country's children. In 2010, the Republic of Belarus was removed from the list of countries with iodine deficiency. At the same time, over the past twenty years, a significant increase in the incidence of autoimmune thyroiditis (AIT) has been observed among children in the Brest and Grodno regions, and an increase of the incidence of thyroid cancer has been observed in the Brest and others regions. These changes in thyroid disease rates in the context of long-term iodine deficiency prevention are unusual, given the presence of iodine deficiency in the population at the time of the Chernobyl disaster, which contributed to the entry and accumulation of iodine radionuclides in the body and was the cause of the radiobiological consequences of iodine deficiency in the population of the republic. The article puts forward a hypothesis that exposure to iodine radionuclides is responsible for the development of radiation-induced genomic instability syndrome in thyroid cells.

Keywords: iodine deficiency; 40 years after the Chernobyl disaster; children of Belarus; goiter and autoimmune thyroiditis incidence; genomic instability.

Acknowledgments. The authors gratefully acknowledge the financial support of the Ministry of Education of the Republic of Belarus for this work during the implementation of research topic 3.03.04 «Assessment of the microelement status of the population living in the zone of influence of negative anthropogenic and natural factors in order to develop methods for preventing their negative impact on the thyroid gland» within the framework of the State Program for Scientific Research «Natural Resources and the Environment» for 2021–2025.

Введение

Йодный дефицит среди населения Беларуси имеет вековые корни и является важной медико-социальной проблемой, обусловленной в первую очередь исторически сложившимся геохимическими особенностями почвы в республике, которые бедны микроэлементом йода [1]. Он химически не связывается с компонентами почв, вымывается дождями и не попадает в производимые на этих почвах продукты. Таким образом, йодная профилактика должна проводиться пожизненно, а йодное обеспечение населения требует постоянного контроля. В связи с этим в структуре эндокринологической заболеваемости на протяжении многих десятилетий в республике ведущее положение занимал эндемический зоб [2]. Дефицит йода¹ в организме при внутриутробном развитии и раннем детском возрасте приводит как к задержке интеллектуального развития, так и снижению резистентности щитовидной железы к радионуклидам йода

¹Мохорт Т. В., Аринчин А. Н., Петренко С. В., Гомолко Н. Н., Немец А. И. Йодный дефицит в Беларуси и методы его коррекции и профилактики: методические рекомендации Министерства здравоохранения Республики Беларусь [Электронный ресурс]. Регистрационный № 5-0101. Утверждены МЗ РБ 6.06.2001. Минск. URL: <http://med.by/methods/pdf/5-0101.pdf> (дата обращения: 01.03.2026).

[3]. Оптимальное развитие центральной нервной системы происходит при достаточном содержании йода в организме плода и ребенка [4]. С начала 1980-х гг. в Беларуси было прекращено финансирование йодной профилактики. Однако Чернобыльская катастрофа 1986 г. поставила вопрос о необходимости ее возобновления, особенно среди детского населения. Формирование более 25 тыс. случаев рака щитовидной железы у детского населения и подростков было обусловлено выбросами в атмосферу и накоплением в организме детей радионуклидов йода на фоне выраженного йодного дефицита. В 1999 г. было проведено масштабное исследование по оценке йодной обеспеченности современными высокочувствительными методами и установлено, что у 80 % детей отмечались признаки легкой или умеренной йодной недостаточности, а уровень экскреции йода с мочой составил 45 мкг/Л (при нормативном значении – 100–150 мкг/Л).

К настоящему времени улучшение йодного обеспечения населения достигло оптимального уровня в связи с проведением государственными органами с 2001 г. многолетних профилактических мероприятий по ликвидации йодного дефицита. Однако в республике остаются группы риска населения по развитию йододефицитных заболеваний, в которые входят беременные женщины и дети школьного возраста. Йодный дефицит в Беларуси был ликвидирован в начале XXI в. и в 2010 г. республика вышла из списка стран с йододефицитными заболеваниями. Первое исследование тяжести йодного дефицита с определением экскреции йода с мочой и распространенности зоба с помощью ультразвуковой диагностики было проведено в 1991 г. в Гомельской обл. профессорами Г. А. Герасимовым и Р. Гутекунстом, содержание йода в моче обследованных детей определяли в Германии [5]. Впервые было установлено его наличие в питании детей и высокая распространенность эндемического зоба на загрязненных радионуклидами территориях.

Базовое обследование по йододефицитным заболеваниям, проведенное в Беларуси в 1997–1999 гг. под эгидой ЮНИСЕФ/ВОЗ в рамках первого национального исследования по йодной обеспеченности населения Беларуси, показало его умеренный уровень со значением медианного уровня йода в моче, равном 46,9 мкг/Л. Исследование было проведено с использованием современного аналитического высокочувствительного церий-арсенитного метода². Принимая во внимание, что йодная профилактика после катастрофы на ЧАЭС не проводилась, то йодное обеспечение населения республики на момент Чернобыльской катастрофы соответствовало этим уровням [3], свидетельствующее об отсутствии защиты щитовидной железы стабильным изотопом йода от радиойода. После начала национальной программы по искоренению йододефицитных заболеваний и увеличению производства и поставок йодированной соли медианный уровень йода в моче повысился до 128,6 мкг/Л в 2003 г. и впоследствии стабилизировался на уровне 165–180 мкг/Л. Рандомизированное национальное обследование школьников, проведенное в 2009 г., показало медианный уровень йода в моче 169,9 мкг/Л. У беременных женщин в 2008–2009 гг. уровень йода в моче также оказался в пределах рекомендуемого диапазона – 224 мкг/Л. Таким образом, по отношению к йодному статусу населения Беларусь достигла цели искоренения йододефицитных заболеваний. Следует отметить, что, согласно данным статистики здравоохранения, заболеваемость эндемическим зобом среди детей, подростков и даже взрослых снизилась в 2–3 раза за последние 20 лет.

Рак щитовидной железы. Рост заболеваемости раком щитовидной железы начался у детей и подростков Гомельской обл. в 1990 г., когда было выявлено 14 случаев рака, а в 1991 – уже 38. В последующие годы онкологические заболевания щитовидной железы стали выявляться на севере Украины и в западных районах России. В 1992 г. была доказана неоспоримая связь раков щитовидной железы с катастрофой на Чернобыльской АЭС [6]. Несколько позже появились публикации, доказывающие ведущую роль йодного дефицита у населения в формировании рака щитовидной железы, так как его ликвидация явилась основным профилактическим мероприятием ее защиты от радионуклидов йода. В условиях природного йодного дефицита и отсутствия адекватных профилактических мероприятий произошло повышенное накопление радиоактивного йода и формирование высоких уровней поглощенных доз облучения щитовидной железы (средняя доза на щитовидную железу составила 0,58 Грея) у значительной части населения Беларуси, особенно у детей и подростков, а также у беременных и кормящих женщин [7].

В настоящее время существует единогласное мнение, что повышенное накопление радиоактивного йода вследствие его дефицита в питании и отсутствие адекватной срочной профилактики в первые дни и часы после аварии являются ведущими факторами резкого увеличения заболеваемости раком щитовидной железы у детей и подростков в Беларуси.

Существенные отличия в заболеваемости радиационно-индуцированных опухолей щитовидной железы, которые появились уже через 5 лет между восточными регионами Польши и Брестской обл. можно

²Мохорт Т. В., Аринчин А. Н., Петренко С. В., Гомолко Н. Н., Немец А. И. Йодный дефицит в Беларуси и методы его коррекции и профилактики: методические рекомендации Министерства здравоохранения Республики Беларусь [Электронный ресурс]. Регистрационный № 5-0101. Утверждены МЗ РБ 6.06.2001. Минск. URL: <http://med.by/methods/pdf/5-0101.pdf> (дата обращения: 01.03.2026).

объяснить только одним фактом – отсутствием организованной йодной профилактики в Беларуси непосредственно сразу после аварии на ЧАЭС. Массовая йодной профилактика населения Белостокского воеводства в конце апреля – начале мая 1986 г. охватила 95 % детей и 30 % взрослого населения и существенно предотвратила повышенное накопление радиойода и роста заболеваемости раком щитовидной железы. В то время как в Беларуси, России и Украине общая численность случаев чернобыльского рака у детей и подростков с 1990 г. составила 25 тыс. случаев, то в восточной части Польши вообще не было зарегистрировано дополнительных случаев рака щитовидной железы [8].

Йодная обеспеченность детского населения. За последнее двадцатилетие, благодаря широкомасштабному внедрению Белорусской модели ликвидации йодного дефицита, профилактическая работа, основанная на повсеместном использовании йодированной соли как при организации питания в детских садах, школах и средних образовательных учреждениях, так и в промышленном производстве продуктов питания, хлебопечении, начатая Правительством Республики Беларусь в 2001 г., принесла существенные результаты. Как было установлено, в 2003 г. показатели содержания йода в организме детей школьников достигли нормативных значений, рекомендованных ВОЗ/ЮНИСЕФ, уровень экскреции йода с мочой у школьников в возрасте 9–12 лет составил 110–120 мкг/Л [9].

Важную роль в улучшении обеспечения йодом организма жителей республики обеспечил Закон Республики Беларусь от 29 июня 2003 г. № 217-З «О качестве и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов для жизни и здоровья человека», которым предусматривалось использование йодированной соли в рационе питания населения. Кроме того, указывалось, что достаточное обеспечение населения республики микроэлементами йода является одним из важнейших профилактических мероприятий, направленных на снижение заболеваний щитовидной железы, вызванной такими экологическими факторами, как природный дефицит йода в почвах и водах республики и в связи с ростом дополнительных отрицательных антропогенных и глобальных экологических факторов (выбросы предприятий химического производства, нефтеперегонных и энергетических комплексов, повсеместное использование сельскохозяйственных удобрений).

Материалы и методы исследования

Степень йодного дефицита устанавливалась по содержанию йода в утренней порции мочи, который определялся спектрофотометрическим церий-арсенитным методом у здоровых детей в возрасте 9–12 лет [10], а объем щитовидной железы определяли ультразвуковой морфометрией с помощью портативного сканера «Медисон» с линейным датчиком 7,5 МГц. Исследование уровня йодного дефицита и распространенности заболеваемости зобом у детского населения проводилось йодной лабораторией Международного государственного экологического института им. А. Д. Сахарова БГУ (руководитель лаборатории – кандидат медицинских наук С. В. Петренко) в течение двадцатилетнего периода (с 1996 по 2018 г.) в рамках выполнения трех Национальных исследований, согласно протоколу и при финансовой поддержке ЮНИСЕФ/ВОЗ по изучению распространенности йододефицита в Беларуси, а в последующие годы в рамках выполнения темы по программе ГПНИ «Природные ресурсы и окружающая среда» на 2021–2025 годы. Полученные результаты легли в основу Стратегии ликвидации йодного дефицита в республике, принятой Правительством Беларуси в 2001 г. Показатели заболеваемости простым зобом и аутоиммунным тиреоидитом у детей школьного возраста в 2007–2019 гг. взяты из официальных материалов Минздрава Беларуси «Сравнительная характеристика деятельности эндокринологической службы Республики Беларусь» за 2007–2019 гг.

Статистическая обработка проводилась методом непараметрической статистики для оценки экскреции йода с мочой и методом Стьюдента, выделенных для сравнения пятилетних групп (2008–2013 и 2014–2019 гг.).

Результаты исследования и их обсуждение

Прогресс в устранении дефицита йода среди населения Беларуси в конце XX в. Изучение функционального состояния тиреоидной системы детей-школьников Беларуси в 1996–1999 гг., проводимое в рамках первого Национального исследования распространенности зоба и йодной обеспеченности детского населения при поддержке Представительства ЮНИСЕФ в Республике Беларусь, показало наличие выраженного йодного дефицита (содержание йода в моче ниже 100 мкг/Л) в Брестской обл. у 92,1 % обследованных, в Минской – у 88,7, в Витебской – у 85,1, и в Гродненской – у 78,8 % соответственно. Содержание йода в моче этого контингента детей было в Брестской обл. – 27,3 мкг/Л, Минской обл. – 38,1 мкг/Л, в Гродненской обл. – 47,0 мкг/Л. В связи с отсутствием йодной профилактики в период после катастрофы на ЧАЭС в 1986 г. и до момента обследования детей в 1996–1999 гг., можно заключить, что йодная обеспеченность детей на момент аварии была именно такой.

К 2000 г., после проведенного первого Национального исследования распространенности зоба и йододефицита, стало ясно, что практически вся Беларусь представляет собой йододефицитную территорию

с мозаичным распределением йододефицитных регионов. По полученным результатам, распространенность йодного дефицита составила 80,9 %, распространенность зоба у 17,2 % у обследованного детского населения, а в некоторых регионах (Брестская, Минская обл.) частота встречаемости зоба превышала 25–28 %, медиана экскреции йода с мочой у детей и подростков в среднем по республике была –44,5 мкг йода на литр мочи, что оценивалось как йододефицит средней степени (табл. 1).

Таблица 1

Распространенность зоба, йодного дефицита, медиана экскреции йода с мочой и степень йодного дефицита у детей и подростков Беларуси в 1996–1999 гг. [11]

Table 1

Prevalence of goiter, iodine deficiency, median urinary iodine excretion and degree of iodine deficiency in children and adolescents of Belarus in 1996–1999 [11]

Область	Распределение детей в % по уровню экскреции йода с мочой, мкг/Л					Медиана мкг/Л	Распространенность зоба, %		Степень йодного дефицита, %
	< 20	20–50	50–100	< 100	>100		пальпаторно	УЗИ	
Минская	19,8	43,2	25,7	88,7	11,3	38,1	43,8	14,6	Средняя
Гомельская	4,4	22,7	34,7	61,8	38,2	79,8	22,9	5,6	Легкая
Брестская	35,2	39,7	17,2	92,1	7,9	27,3	31,7	27,8	Средняя
Витебская	19,7	40,7	24,7	85,1	14,9	40,3	35,4	23,4	Средняя
Могилевская	11,1	39,9	28,0	79,0	21,0	49,0	32,5	14,3	Средняя
Гродненская	15,5	38,7	24,6	78,8	21,2	47,0	29,6	17,4	Средняя
Беларусь	17,6	37,5	25,8	80,9	19,1	44,5	33,4	17,2	Средняя

Йодированную соль использовало не более 30,0 % населения, индивидуальная и групповая профилактика препаратами йода не проводилась. Обращает внимание низкая степень экскреции йода с мочой у детей, проживающих в Брестской и Гродненской областях, а также высокий уровень распространенности зоба. Анализ результатов показал достоверную отрицательную корреляционную зависимость между содержанием йода в моче и распространенностью зоба в обследованных регионах республики, что научным обоснованием для принятия мер по устранению йодного дефицита у населения Беларуси на государственном уровне [11].

Полученные результаты показателей заболеваемости простым зобом и аутоиммунным тиреоидитом детского населения (на 100 тыс. чел.) в обследованных населенных пунктах Беларуси в 2008–2013 и 2014–2019 гг. приведены в табл. 2.

Таблица 2

Сравнительная характеристика показателей заболеваемости простым зобом и аутоиммунным тиреоидитом детского населения (на 100 тыс. чел.) в обследованных населенных пунктах Беларуси в 2008–2013 и 2014–2019 гг.

Table 2

Comparative characteristics of the incidence rates of simple goiter and autoimmune thyroiditis in children (per 100 thousand people) in the surveyed settlements of Belarus in the periods 2008–2013 and 2014–2019

Город	Простой зоб М ± m, 2008–2013 гг.	Простой зоб М ± m, 2014–2019 гг.	Уровень достоверности, n = 6	Ме мкг/Л 2021–2025 гг.	АИТ М ± m, 2008–2013 гг.	АИТ М ± m, 2014–2019 гг.	Уровень достоверности, n = 6
Минск	143,4 ± 12,3	102,3 ± 6,3	P = 0,05;* ↓	204,5	42,2 ± 5,6	45,7 ± 5,4	P = 0,95
Островец	216,3 ± 9,4	121,7 ± 2,0	P = 0,05;* ↓	197,8	46,3 ± 3,3	40,25 ± 2,42	P = 0,64
Бобруйск	196,6 ± 11,7	119,6 ± 3,4	P = 0,05;* ↓	175,3	42,5 ± 4,6	59,4 ± 3,7	P = 0,05*↑
Жлобин	173,6 ± 10,5	125,6 ± 5,7	P = 0,05;* ↓	159,3	45,6 ± 7,8	63,8 ± 4,8	P = 0,05*↑
Брест	165,5 ± 13,4	99,8 ± 7,5	P = 0,05;*↓	228,8	50,97 ± 6,81	75,46 ± 3,26	P = 0,01*↑
Беларусь	239,32 ± 13,37	190,6 ± 9,28	P = 0,015;*↓	191,3	47,6 ± 2,03	45,26 ± 0,62	P = 0,717

В результате постоянно проводимой йодной профилактики показатели заболеваемости диффузным эндемическим зобом достоверно снизились у детей школьного возраста Беларуси с 2008–2013 по 2014–2019 гг. (см. табл. 2). В тоже время показатели заболеваемости аутоиммунным тиреоидитом в обследованных населенных пунктах оказались повышенными, что не выявлено при анализе заболеваемости АИТ-ом на областном уровне (табл. 3).

В результате постоянно проводимой йодной профилактики показатели йодного обеспечения у детей школьного возраста Беларуси с 2008–2013 по 2014–2019 гг. достигли нормативных значений, рекомендованных ЮНИСЕФ/ВОЗ (табл. 3).

Таблица 3

Сравнительная характеристика йодной обеспеченности детей школьного возраста в обследованных населенных пунктах Беларуси в 2021–2025 гг.

Table 3

Comparative characteristics of iodine status of school-age children in surveyed settlements of Belarus in 2021–2025

Город	Частота распределения детей по йодной обеспеченности (выборка детей для каждого пункта 30 чел.)					Ме мкг/Л	Употребление йодированной соли %
	0–50 мкг/Л	51–100 мкг/Л	101–150 мкг/Л	151–300 мкг/Л	Более 301 мкг/Л		
Минск	8,0	11,0	23,0	32,0	26,0	204,5	64,0
Брест	0,0	13,0	7,0	67,0	13,0	228,8	68,0
Бобруйск	10,0	14,0	25,0	32,0	19,0	175,3	80,3
Жлобин	8,1	11,8	27,0	32,5	26,1	159,3	62,0
Островец	8,0	12,0	27,0	35,0	18,0	197,8	89,0
Беларусь	9,0	12,4	21,8	36,4	20,4	191,3	65,0

В тоже время показатели заболеваемости аутоиммунным тиреоидитом в обследованных населенных пунктах оказались повышенными, что не установлено при анализе заболеваемости АИТ-ом на областном уровне (табл. 4).

Показатели заболеваемости аутоиммунным тиреоидитом у детей школьного возраста в изученные периоды изменялись неоднозначно. Если показатели заболеваемости этой нозологической формой в Гомельской обл. и г. Минске достоверно снизились в 1,68 и 1,89 раза соответственно, то в Брестской и Гродненской областях отмечен их достоверный рост в 1,5 и 1,7 раза соответственно. В остальных областях и республике в целом не обнаружено достоверных изменений показателя заболеваемости аутоиммунным тиреоидитом у детей (табл. 4).

Таблица 4

Сравнительная характеристика показателей заболеваемости аутоиммунным тиреоидитом у детского населения (на 100 тыс. чел.) в Беларуси на областном уровне в 2007–2012 и 2013–2018 гг.

Table 4

Comparative characteristics of the incidence rates of autoimmune thyroiditis in the child population (per 100 thousand people) in Belarus at the regional level in the periods 2007–2012 and 2013–2018

Область	$M \pm m$, 2007–2012 гг.	Медиана йода, 2006	$M \pm m$, 201–2018 гг.	Медиана йода, 2018	Уровень достоверности
Гомельская	$74,10 \pm 5,00$	166,9	$44,03 \pm 2,10$	193,4	$P = 0,0003^*$; ↓
Могилевская	$44,57 \pm 5,36$	191,2	$38,53 \pm 4,42$	287,5	$P = 0,407$;
Брестская	$50,97 \pm 6,81$	166,9	$75,46 \pm 3,26$	117,0	$P = 0,010^*$; ↑
Гродненская	$36,47 \pm 5,99$	199,3	$62,00 \pm 7,39$	171,4	$P = 0,025^*$; ↑
Витебская	$42,60 \pm 2,76$	188,7	$31,44 \pm 5,58$	190,8	$P = 0,105$;
Минская	$32,03 \pm 1,19$	166,5	$37,8 \pm 2,67$	186,5	$P = 0,079$;
г. Минск	$60,09 \pm 6,38$	185,5	$31,71 \pm 6,43$	204,5	$P = 0,0019^*$; ↓
Беларусь	$47,6 \pm 2,03$	179,2	$45,26 \pm 0,62$	191,3	$P = 0,717$;

Таким образом, улучшение йодного обеспечения детей ведет к снижению у них показателей заболеваемости простым зобом во всех обследованных населенных пунктах, а в Брестской и Гродненской областях за последние 10 лет установлен достоверный рост показателей заболеваемости аутоиммунным тиреоидитом.

Заключение

Нормализация йодного обеспечения жителей Беларуси привела к достоверному снижению показателей заболеваемости щитовидной железой, в первую очередь простым зобом, среди детского населения страны. В 2010 г. Республика Беларусь вышла из списка стран с недостаточным йодным обеспечением благодаря разработке и внедрению белорусской модели ликвидации йодного дефицита, основанной на рекомендациях Международного совета по контролю за йододефицитными заболеваниями и повсеместному использованию йодированной соли. Вместе с тем в литературе имеются упоминания, что длительное проведение йодной профилактики у населения, проживающего в йоддефицитном регионе, приводит к росту в крови антител, тиреопероксидазы и тиреоглобулина, а также формирует аутоиммунный тиреоидит. Избыточное потребление йода, обусловленное программами по снижению потребления соли без адекватного плана последующего наблюдения и мониторинга, может объяснить (по крайней мере, частично) распространенность тиреоидита Хашимото. Поэтому установление баланса между здоровым потреблением соли, стратегиями программ по снижению потребления соли и возможными функциональными последствиями и аутоиммунными заболеваниями щитовидной железы в популяции представляет собой серьезную проблему [12].

Однако в ряде других долгосрочных исследований, преимущественно кросс-секционных статистических, установлено снижение распространенности антител к тиреопероксидазе (ТРОАб) и тиреоглобулину (ТгАб), а также сохранение нормальной биохимической функции щитовидной железы в течение двух десятилетий после введения йода с продуктами питания [13]. Обширное изучение этого вопроса свидетельствует, что введение йода безопасно, а длительное йодирование соли не вызывает увеличения числа аутоиммунных заболеваний щитовидной железы в исследуемых популяциях и не представляет угрозу безопасности для здоровья населения [14].

Вместе с тем у детского населения Брестской и Гродненской областей за последний десятилетний период установлен достоверный рост показателей заболеваемости аутоиммунным тиреоидитом (АИТ), а в Брестской и ряде других областей – рост показателей заболеваемости раком щитовидной железы. Результаты роста показателей заболеваемости АИТ и раком щитовидной железы в условиях многолетнего достаточного йодного обеспечения необычны и могут свидетельствовать о проявлении радиобиологических последствий йодного дефицита у населения республики на момент Чернобыльской катастрофы и формировании синдрома радиационно-индуцированной геномной нестабильности клеток щитовидной железы.

Радиационно-индуцированная нестабильность генома (РИНГ) – это состояние клеток, при котором после воздействия радиации у потомства облученных клеток (через множество делений) спонтанно возникают новые мутации и повреждения. Радиационно-индуцированная геномная нестабильность передается по наследству не как классическая мутация в одном гене, а как склонность системы к поломкам [15].

В целом, Белорусская модель ликвидации йодного дефицита, основанная на широкомасштабном облигатном использовании йодированной соли при производстве продуктов питания и при организации питания в школьных и дошкольных учреждениях, оказалась высокоэффективной и не дорогой профилактической процедурой, позволяющей сохранить интеллектуальный потенциал нации.

Библиографические ссылки

1. Лозовский ЛН. *Стабильный йод в почвах Беларуси в 1960 годах*. В: Лупиневич ИС, Дубиковский ГП, редакторы. *Микроэлементы в почвах БССР и эффективность удобрений*. Минск: БГУ; 1970. с. 224–228.
2. Данилова ЛИ, Холодова ЕА, Стожаров АН. *Эндемический зоб: особенности диагностики, лечения и профилактики в различных возрастных группах населения*. Минск: [б. и.]; 1996. 30 с.
3. Robbins J, Dunn J, Bouville A, Kravchenko V, Lubin J, Petrenko S, et al. Iodine Nutrition and Risk from Radioactive Iodine: A Workshop Report in the Chernobyl Long-Term Follow-Up Study. *Thyroid*. 2001;11(5):487–491. DOI: 10.1089/105072501300176444.
4. Delange F. The role of iodine in brain development. *The Proceedings of the Nutrition Society*. 2000;59(1):75–79. <https://doi.org/10.1017/s0029665100000094>. PMID: 10828176.
5. Герасимов ГА, Гутекунст Р. Эндемический зоб и йодная обеспеченность в Гомельской области. В: *Сборник докладов 3-й Республиканской научно-практической конференции врачей*. Минск: [б. и.]; 1992. Том 2. с. 137.
6. Baverstock K, Egloff B, Pinchera A, Ruchti C, Williams D. Thyroid cancer after Chernobyl. *Nature*. 1992;359(6390):21–22. <https://doi.org/10.1038/359021b0>. PMID: 1522880.
7. Drozdovitch V, Minenko V, Khrouch V, Leshcheva S, Gavrillin Y, Khrutchinsky A, et al. Thyroid dose estimates for a cohort of Belarusian children exposed to radiation from the Chernobyl accident. *Radiation Research*. 2013;179:597–609. <https://doi.org/10.1667/RR3153.1>.

8. Niedziela M, Korman E, Breborowicz D, Trejster E, Harasymczuk J, Warzywoda M, et al. A prospective study of thyroid nodular disease in children and adolescents in western Poland from 1996 to 2000 and the incidence of thyroid carcinoma relative to iodine deficiency and the Chernobyl disaster. *Pediatr Blood Cancer*. 2004;42(1):84–92. DOI: 10.1002/pbc.10421.
9. Качан ВИ, Мохорт ТВ, Коломиец НД, Филонов ВП, Петренко СВ, Забаровская ЗВ, и др. Стратегия устранения йодного дефицита в республике Беларусь: оценка результатов 10-летней работы. *Клиническая и экспериментальная тиреоидология*. 2010;6(3):30–34. <https://doi.org/10.14341/ket20106330-34>.
10. Петренко СВ, Пухтеева ИВ, Сидорович АН. Первичная заболеваемость тиреоидной системы и йодное обеспечение организма взрослого населения Заводского района г. Минска. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;4:89–96.
11. Аринчин АН, Гембицкий М, Петренко СВ. Зобная эндемия и йодная недостаточность у детей и подростков Республики Беларусь. *Здравоохранение*. 2000;11:25–30.
12. Sundick RS, Bagchi N, Brown TR. The role of iodine in Autoimmune thyroid diseases: from chickens to humans – a review. *Autoimmunity*. 1992;13:61–68. <https://doi.org/10.3109/08916939209014636>.
13. Atapattu N, Jayatissa R, de Silva H, Adlan MA, Obuobie EK, Premawardhana LD. Thyroid Autoimmunity During Universal Salt Iodisation-Possible Short-Term Modulation with Longer-Term Stability. *Diseases*. 2025;13(6):166. <https://doi.org/10.3390/diseases13060166>.
14. Vargas-Uricoechea H, Castellanos-Pinedo A, Meza-Cabrera IA, Pinzón-Fernández MV, Urrego-Noguera K, Vargas-Sierra H. Iodine Intake from Universal Salt Iodization Programs and Hashimoto's Thyroiditis: A Systematic Review. *Nutrients*. 2024;16(24):4299.
15. Karotki AV, Baverstock K. What mechanisms/processes underlie radiation-induced genomic instability? *Cellular and Molecular Life Sciences*. 2012;69(20):3351–3360. <https://doi.org/10.1007/s00018-012-1148-5>. Epub 2012 Sep 6. PMID: 22955377; PMCID: PMC11115179.

References

1. Lozovsky LN. *Stabilnyi iod v pochvakh Belarusi v 1960-kh* [Stable iodine in soil in Belarus in 1960s.] In: Lupinovitch IS, Dubikovskiy GP, editors. *Mikroelementy v pochvakh BSSR i effektivnost udobrenii*. Minsk: BGU; 1970. p. 224. Russian.
2. Danilova LI, Kholodova EA, Stozharov AN. *Endemicheski zob: osobennosti diagnostiki, lechenia i profilaktiki v raslichnykh vosrastnykh grupakh naselenia* [Endemic goiter: features of diagnosis, treatment and prevention in various inflammatory population groups]. Minsk: [publisher unknown]; 1996. 30 p. Russian.
3. Robbins J, Dunn J, Bouville A, Kravchenko V, Lubin J, Petrenko S, et al. Iodine Nutrition and Risk from Radioactive Iodine: A Workshop Report in the Chernobyl Long-Term Follow-Up Study. *Thyroid*. 2001;11(5):487–491. DOI: 10.1089/105072501300176444.
4. Delange F. The role of iodine in brain development. *The Proceedings of the Nutrition Society*. 2000;59(1):75–79. <https://doi.org/10.1017/s0029665100000094>. PMID: 10828176.
5. Gerasimov GA, Gutekunst R. *Endemicheski zob i iodnaya obespechennost v Gomelskoi oblasti* [Endemic goiter and iodine deficiency in the Gomel region Materials of the 3rd Republican Scientific and Practical Conference of Physicians]. Minsk: [publisher unknown]; 1992. Volume 2. p. 137. Russian.
6. Baverstock K, Egloff B, Pinchera A, Ruchti C, Williams D. Thyroid cancer after Chernobyl. *Nature*. 1992;359(6390):21–22. <https://doi.org/10.1038/359021b0>. PMID: 1522880.
7. Drozdovitch V, Minenko V, Khrouch V, Leshcheva S, Gavrilin Y, Khrutchinsky A, et al. Thyroid dose estimates for a cohort of Belarusian children exposed to radiation from the Chernobyl accident. *Radiation Research*. 2013;179:597–609. <https://doi.org/10.1667/RR3153.1>.
8. Niedziela M, Korman E, Breborowicz D, Trejster E, Harasymczuk J, Warzywoda M, et al. A prospective study of thyroid nodular disease in children and adolescents in western Poland from 1996 to 2000 and the incidence of thyroid carcinoma relative to iodine deficiency and the Chernobyl disaster. *Pediatr Blood Cancer*. 2004;42(1):84–92. DOI: 10.1002/pbc.10421.
9. Качан ВИ, Мохорт ТВ, Коломиец НД, Филонов ВП, Петренко СВ, Забаровская ЗВ, и др. Стратегия устранения йодного дефицита в республике Беларусь: оценка результатов 10-летней работы. [Strategy for the elimination of iodine deficiency in the Republic of Belarus: an assessment of the results of 10 years of work]. *Клиническая и экспериментальная тиреоидология*. 2010;6(3):30–34. <https://doi.org/10.14341/ket20106330-34>. Russian.
10. Петренко СВ, Пухтеева ИВ, Сидорович АН. *Первичная заболеваемость тиреоидной системы и йодное обеспечение организма взрослого населения Заводского района города Минска* [Primary incidence of the thyroid system and iodine supply of the adult population in the Zavadskoy district of Minsk]. *Zhurnal Belorusskogo gosudarstvennogo universiteta. Ekologia*. 2022;4:89–96. Russian.
11. Аринчин АН, Гембицкий М, Петренко СВ. *Зобная эндемия и йодная недостаточность у детей и подростков Республики Беларусь*. [Goiter endemy and iodine deficiency in children and adolescents of the Republic of Belarus]. *Zdravookhranenie*. 2000;11:25–30. Russian.
12. Sundick RS, Bagchi N, Brown TR. The role of iodine in Autoimmune thyroid diseases: from chickens to humans – a review. *Autoimmunity*. 1992;13:61–68. <https://doi.org/10.3109/08916939209014636>.
13. Atapattu N, Jayatissa R, de Silva H, Adlan MA, Obuobie EK, Premawardhana LD. Thyroid Autoimmunity During Universal Salt Iodisation-Possible Short-Term Modulation with Longer-Term Stability. *Diseases*. 2025;13(6):166. <https://doi.org/10.3390/diseases13060166>.
14. Vargas-Uricoechea H, Castellanos-Pinedo A, Meza-Cabrera IA, Pinzón-Fernández MV, Urrego-Noguera K, Vargas-Sierra H. Iodine Intake from Universal Salt Iodization Programs and Hashimoto's Thyroiditis: A Systematic Review. *Nutrients*. 2024;16(24):4299.
15. Karotki AV, Baverstock K. What mechanisms/processes underlie radiation-induced genomic instability? *Cellular and Molecular Life Sciences*. 2012;69(20):3351–3360. <https://doi.org/10.1007/s00018-012-1148-5>. Epub 2012 Sep 6. PMID: 22955377; PMCID: PMC11115179.

ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

УДК 504.3.054

ВЫБРОСЫ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ В ПРОМЫШЛЕННОМ СЕКТОРЕ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ: АНАЛИЗ И ОЦЕНКА

К. Р. ЛАГОЙКА¹⁾, Ю. В. ФУРСА¹⁾, Я. Е. БОРЕЙКО¹⁾, В. М. ПИСКУНОВИЧ¹⁾

¹⁾Республиканское научно-исследовательское унитарное предприятие «Бел НИЦ «Экология»,
ул. Якубова, 76, 220095, г. Минск, Беларусь

Республика Беларусь как индустриально развитое государство с сильным машиностроительным комплексом, производством сельскохозяйственной и строительной техники, а также развитой химической, легкой и пищевой промышленностью генерирует значительные объемы выбросов, главным образом за счет секторов энергетики и промышленного производства. В структуре промышленных выбросов значительную роль играют предприятия цементной промышленности, а также производства аммиака, метанола и технического углерода, в которых образуются наибольшие объемы выбросов. Для данных отраслей выбросы CO₂

Образец цитирования:

Лагойка КР, Фурса ЮВ, Бореико ЯЕ, Пискунович ВМ. Выбросы парниковых газов в промышленном секторе Республики Беларусь: анализ и оценка. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:89–97. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-89-97>

For citation:

Lahoika KR, Fursa YV, Boreiko YaE, Piskunovich VM. Greenhouse gas emissions in the industrial sector of the Republic of Belarus: analysis and assessment. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:89–97. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-89-97>

Авторы:

Ксения Руслановна Лагойка – научный сотрудник отдела международного научного сотрудничества и климата.

Юлия Владимировна Фурса – заместитель заведующего отделом международного научного сотрудничества и климата.

Ярослав Евгеньевич Бореико – младший научный сотрудник отдела международного научного сотрудничества и климата.

Виктория Михайловна Пискунович – научный сотрудник

отдела международного научного сотрудничества и климата.

Authors:

Kseniya R. Lahoika, researcher at the department of international scientific cooperation and climate.

ksenialagoika@gmail.com

Yuliia V. Fursa, deputy head of the department of international scientific cooperation and climate.

yuliiafursav@gmail.com

Yaroslav E. Boreiko, junior researcher at the department of international scientific cooperation and climate.

yaroslav.e.boreiko@gmail.com

Victoria M. Piskunovich, researcher at the department of international scientific cooperation and climate.

piskunovich.victoria@gmail.com

являются неизбежным следствием протекания технологических процессов. Например, только при производстве цемента в 2024 г. в атмосферу было выброшено более 2,4 млн т углекислого газа. Учитывая эти данные, возникает необходимость разработки и внедрения комплекса мер по декарбонизации, включая повышение энергоэффективности, переход на альтернативные виды топлива, использование технологий улавливания, утилизации и хранения углекислого газа (Carbon Capture, Utilization and Storage). Актуальность исследования обусловлена необходимостью оценки реального вклада различных промышленных отраслей в общий объем выбросов парниковых газов, сопоставления национальных данных с международными требованиями и поиска оптимальных мер по снижению углеродного следа выпускаемой продукции.

Ключевые слова: промышленный сектор; выбросы парниковых газов; Парижское соглашение; изменение климата; CO₂-эквивалент; цементная промышленность; производство аммиака; нефтехимическая промышленность.

GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN THE INDUSTRIAL SECTOR OF THE REPUBLIC OF BELARUS: ANALYSIS AND ASSESSMENT

K. R. LAHOIKA^a, Yu. V. FURSA^a, Y. E. BOREIKO^a, V. M. PISKUNOVICH^a

^aRepublican Scientific Research Unitary Enterprise «Bel SIC «Ecology»,
76 Yakubova Street, Minsk 220095, Belarus

Corresponding author: K. R. Lahoika (ksenialagoika@gmail.com)

The Republic of Belarus, as an industrially developed country with a strong mechanical engineering complex, production of agricultural and construction machinery, as well as a developed chemical, light and food industries, generates significant volumes of emissions, mainly due to the energy and industrial production sectors. Within the structure of industrial emissions, a significant role is played by cement industry enterprises, as well as the production of ammonia, methanol, and carbon black, where the largest volumes of emissions are generated. For these industries, CO₂ emissions are an inevitable consequence of technological processes. For example, in cement production alone, more than 2.4 million tons of carbon dioxide were released into the atmosphere in 2024. Given these data, it becomes necessary to develop and implement a set of decarbonization measures, including improving energy efficiency, switching to alternative fuels, and applying carbon Capture, Utilization, and Storage technologies. The relevance of the study is driven by the need to assess the real contribution of various industrial sectors to the total amount of greenhouse gas emissions, to compare national data with international requirements and to identify optimal measures for reducing the carbon footprint of manufactured products.

Keywords: industrial sector; greenhouse gas emissions; Paris Agreement; climate change; CO₂-equivalent; cement industry; ammonia production; petrochemical industry.

Введение

Важным экономическим показателем развития страны является промышленное производство. Однако часто производственные процессы сопровождаются выбросами парниковых газов, которые оказывают значительное воздействие на окружающую природную среду и климат.

Выбросы парниковых газов способствуют усилению глобального потепления, изменению погодных условий и повышению частоты экстремальных климатических явлений [2]. Поэтому стратегически важной задачей страны для обеспечения устойчивого развития является сокращение их объемов и внедрение энергоэффективных и экологически чистых технологий.

Для обеспечения эффективного и прогрессивного реагирования на угрозу изменения климата, а также сокращения выбросов парниковых газов и сохранения поглотителей и накопителей парниковых газов в 2016 г. был принят Указ Президента Республики Беларусь № 345 «О принятии международного договора», согласно которому Республика Беларусь стала 30-й стороной Парижского соглашения¹. Беларусь присоединилась к Парижскому соглашению, что стало важным этапом в развитии национальной климатической политики и определило направление ее развития на ближайшие десятилетия.

Согласно данному соглашению, страна должна разработать план действий, направленный на сокращение выбросов парниковых газов и адаптации к изменению климата, а также пересматривать и обновлять его каждые пять лет. В рамках национально определяемого вклада устанавливаются целевые показатели по

¹Указ Президента Республики Беларусь от 14 июля 2016 г. № 345 «О принятии международного договора» [Электронный ресурс]. Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. 2016. 18.07.2016. 1/15145. URL: <https://pravo.by/document/?guid=3871&p0=P31600345> (дата обращения: 15.09.2026).

снижению выбросов и мерам адаптации к климатическим изменениям [1]. Постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 9 марта 2021 г. № 137 (в ред. постановления Совета Министров Республики Беларусь от 27.02.2024 № 130) «О реализации положений Парижского соглашения к Рамочной конвенции Организации Объединенных Наций об изменении климата» утверждается Положение о порядке ведения государственного кадастра антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов и Положение о порядке ведения государственного и производственного учета выбросов парниковых газов из источников и их абсорбции поглотителями².

Материалы и методы исследования

Инвентаризация парниковых газов и подготовка Национального кадастра парниковых газов осуществляется в соответствии со следующими методическими документами:

- Решение 18/CMA.1 Конференции Сторон, действующей в качестве совещания Сторон Парижского соглашения;
- Решение 5/CMA.3 Конференции Сторон, действующей в качестве совещания Сторон Парижского соглашения;
- Решение 15/СМР.1, утвержденное на 1-ой сессии Конференции Сторон РКИК ООН, относится к «Рекомендациям относительно механизма чистого развития»;
- Решение 24/СР.19, принятое на 19-й сессии Конференции Сторон РКИК ООН, касается пересмотра руководящих принципов для представления информации о годовых кадастрах Сторон, включенных в приложение I к Конвенции;
- Обновленные руководящие принципы РКИК ООН для представления информации о годовых кадастрах (FCCC/SBSTA/2006/9, решение 14/СР/11);
- Руководящие принципы МГЭИК, 2006.

Помимо этого, используются национальные нормативно-методические документы по инвентаризации, расчету удельных выбросов, материалы и результаты предыдущих исследований, выполненных в рамках национальных программ, в частности Государственной научно-технической программы «Экологическая безопасность» [3].

С целью соблюдения международных обязательств и постоянного совершенствования управления данными, связанными с выбросами парниковых газов, Республика Беларусь осуществляет оценку выбросов парниковых газов по 5 секторам: «Энергетика»; «Промышленные процессы и использование продуктов»; «Сельское хозяйство»; «Землепользование, изменение землепользования и лесное хозяйство» и «Отходы» [4].

Коэффициенты выбросов используются, в основном, по умолчанию согласно Руководящим принципам МГЭИК, 2006, а в отдельных случаях – национальные (в секторах «Энергетика», «Промышленные процессы и использование продуктов», «Сельское хозяйство» и «Землепользование, изменение землепользования и лесное хозяйство») [5].

Выбросы парниковых газов рассчитываются с применением методологии как по уровню 1, так и по уровню 2 для всех секторов.

В промышленном секторе изучаются выбросы парниковых газов, относящиеся к процессам химической или физической трансформации исходных материалов: CO₂ (диоксид углерода), CH₄ (метан), N₂O (закись азота). К источникам образования выбросов относятся:

- производство минеральных материалов: цемента; извести; стекла; керамики;
- химическая промышленность: производство аммиака; слабой азотной кислоты; серной кислоты; полиэтилена; этилена и пропилена, акрилонитрила, фталевого ангидрида; метанола, сажи;
- металлургическая промышленность: производство электростали; черных металлов; труб чугунных и стальных; литье чугунное; стальное; цветных металлов;
- использование растворителей и неэнергетических продуктов из топлива;
- производство и использование других продуктов: производство электрооборудования; выбросы N₂O от использования закиси азота в медицинских целях;
- прочее: производство бумаги.

²Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 9 марта 2021 г. № 137 «О реализации положений Парижского соглашения к Рамочной конвенции Организации Объединенных Наций об изменении климата» (в ред. постановления Совета Министров Республики Беларусь от 27.02.2024 № 130) [Электронный ресурс]. Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. 2021. 09.03.2021. 1/15813. URL: <https://pravo.by/document/?guid=3871&p0=P32100137> (дата обращения: 15.09.2026).

Примерно 87,5 % эмиссий приходится на CO_2 . Значительный вклад в выбросы CO_2 вносят категории «Производство цемента», «Производство азотной кислоты», «Производство аммиака», «Производство чугуна и стали» (рис.1).

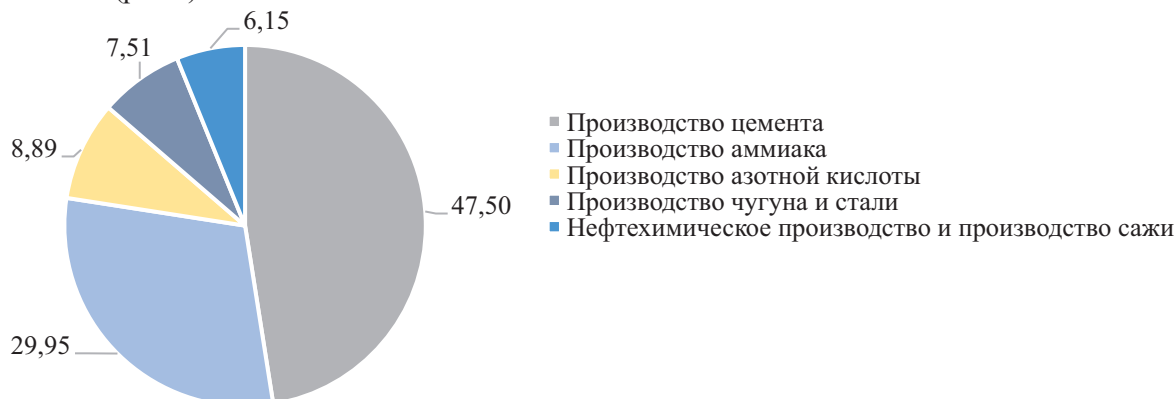


Рис. 1. Диаграмма выбросов парниковых газов от наиболее углеродоемких производств сектора за 2024 г. в тыс.т CO_2 -эквивалента, %

Fig. 1. Diagram of greenhouse gas emissions from the most carbon-intensive industries in the sector for 2024 in thousand tons of CO_2 -equivalent, %

В цементной промышленности выброс CO_2 происходит при производстве зернистого промежуточного продукта – клинкера. В процессе производства известняк нагревается до высокой температуры, что приводит к выбросам в результате распада карбонат кальция, превращения его в известь и диоксид углерода. В известняке также присутствует небольшое количество карбоната магния (MgCO_3), который кальцинируется в процессе обработки и приводит к выбросам CO_2 . Кроме того, при производстве цемента происходят выбросы SO_2 .

В Беларуси в настоящее время функционирует три производителя цемента: ОАО «Красносельскстройматериалы», ОАО «Кричевцементношифер» и ОАО «Белорусский цементный завод».

Оценка выбросов CO_2 при производстве цемента учитывает выбросы, связанные с образованием цементной пыли в процессе изготовления клинкера, и осуществляется согласно методу Уровня 2 по следующему уравнению (том 3.1. Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов МГЭИК, 2006):

$$\text{выбросы } \text{CO}_2 = M_{cl} * EF_{cl} * CF_{ckd}, \quad (1)$$

где выбросы CO_2 – выбросы CO_2 от производства цемента, т;

M_{cl} – вес (масса) произведенного клинкера, т;

EF_{cl} – коэффициент выбросов для клинкера, тонны CO_2 /т клинкера;

CF_{ckd} – поправочный коэффициент выбросов для цементной пыли, относительные единицы.

Выбросы при производстве цемента в 2024 г. составили 2490,82 тыс. т CO_2 .

При производстве извести выбросы диоксида углерода происходят в результате кальцинации карбонатов кальция и магния при высоких температурах.

В Беларуси производится нетоварная известь на предприятиях по производству сахара из сахарной свеклы (4 предприятия). Выбросы CO_2 при производстве извести для нужд сахарных заводов являются крайне незначительными, следовательно, не учитываются в кадастре. Информация о производстве различных типов извести предоставляется ОАО «Красносельскстройматериалы» и ОАО «Белорусский цементный завод».

Оценка выбросов производится согласно Руководящим принципам МГЭИК, 2006 с помощью метода Уровня 2 и учитывает, что в процессе приготовления извести может производиться известковая пыль. Таким образом, для расчета выбросов используется уравнение на основании национальных данных о производстве извести по ее типам:

$$\text{выбросы } \text{CO}_2 = \sum (EF_{\text{известь},i} * M_{\text{известь},i} * CF_{\text{ипп},i} * C_{\text{гаш},i}), \quad (2)$$

где выбросы CO_2 – выбросы CO_2 от производства извести, т;

$EF_{\text{известь},i}$ – коэффициент выбросов для извести типа i , тонны CO_2 /тонну извести;

$M_{\text{известь},i}$ – производство извести типа i , т;

$CF_{\text{ипп},i}$ – поправочный коэффициент на известковую пыль для извести типа i , относительные единицы;

$C_{\text{гаш},i}$ – поправочный коэффициент на гашеную известь типа i , относительные единицы; i – любой тип извести.

В стране только одно предприятие производит аммиак – ОАО «Гродно Азот». На предприятии имеются 2 цеха по производству аммиака из природного газа – аммиак-3, аммиак-4.

Производство аммиака характеризуют следующие процессы:

- Паровая конверсия метана;
- Двухступенчатая конверсия окиси углерода;
- Синтез аммиака.

Схематически процесс производства отображен на рис. 2.

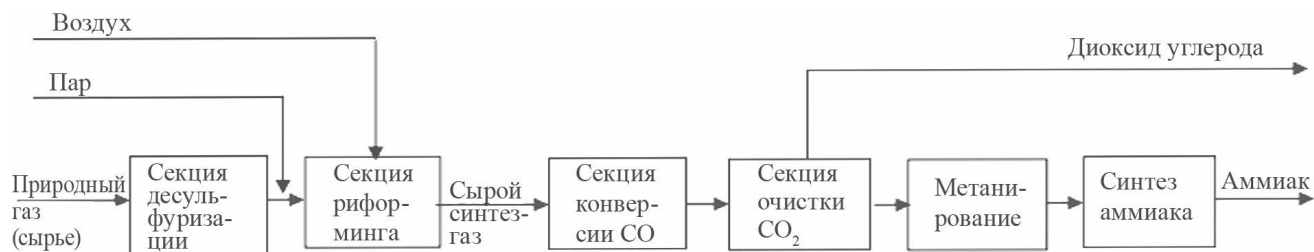


Рис. 2. Основные этапы производства аммиака

Fig. 2. The main stages of ammonia production

Выбросы от производства аммиака улавливаются и используются для производства карбамида в 3-х цехах карбамида в виде раствора, гранул и прилл.

Технологический процесс производства карбамида состоит из следующих ключевых этапов: синтеза, рециркуляции, испарения, десорбции и гидролиза, гранулирования в кипящем слое (приллирование) (рис. 3).

Производство карбамида

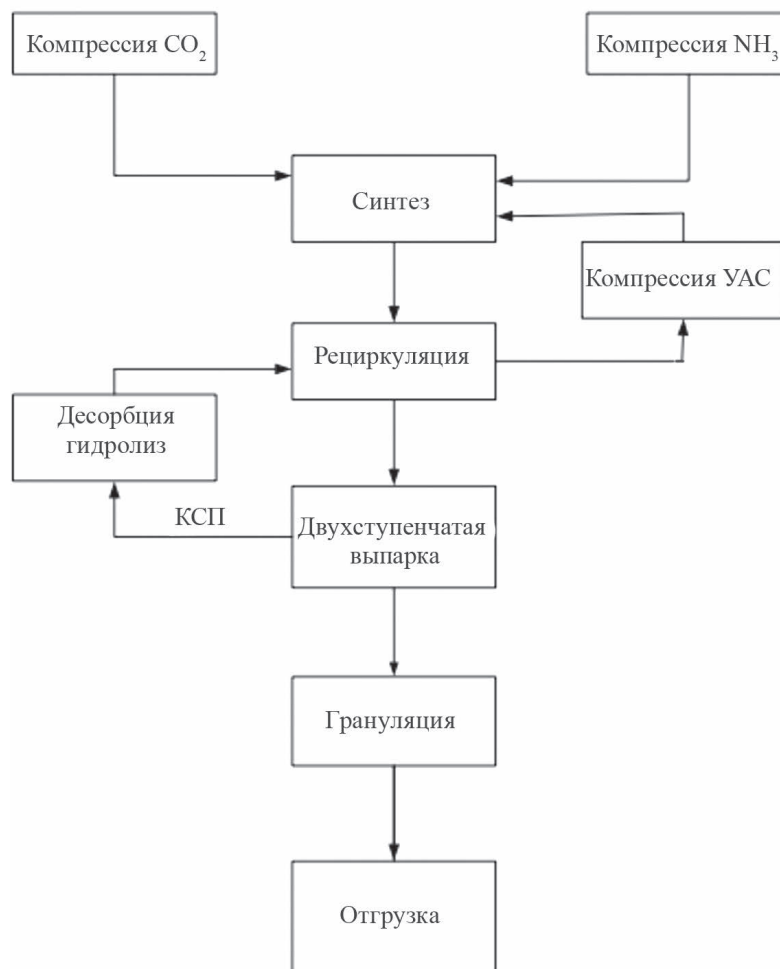


Рис. 3. Схема производства карбамида ОАО «Гродно Азот»

Fig. 3. Scheme of carbamide production by Grodno Azot OJSC

Категория «Производство аммиака» является ключевой, поэтому расчет выбросов CO_2 производится с использованием метода Уровня 2 по формулам 3.2–3.3 (том 3.1. Руководящие принципы МГЭИК, 2006).

Данные по удельному потреблению природного газа в м^3 на тонну произведенного аммиака предоставляются производителем. Так как весь природный газ Беларусь импортирует из Российской Федерации, то при оценке выбросов парниковых газов используются такие данные Российской Федерации, как национальные: коэффициент перевода натуральных единиц в энергетические – 33,82 млн м^3 на ТДж; коэффициент углеродного содержания для природного газа – 14,836 кг/ГДж. Коэффициент окисления углерода равен 1 (по умолчанию из сектора «Энергетика»).

Количество CO_2 , использованного для производства мочевины, рассчитывается с применением коэффициента по умолчанию (при условии полной конверсии NH_3 и CO_2 , 0,733 т. CO_2 на тонну мочевины). Также оцениваются выбросы CO_2 при производстве мочевины с использованием предположения о том, что при производстве одной тонны мочевины улетучивается 4,5 кг CO_2 (от 2 до 7 кг CO_2 , согласно Руководящим принципам национальных инвентаризаций парниковых газов МГЭИК, 2006).

Выбросы от производства аммиака в 2024 г. составили 1570,35 тыс. т CO_2 .

В Республике Беларусь производят следующие виды продукции нефтехимического производства: метанол, этилен, полиэтилен, серная кислота, фталевый ангидрид, пропилен, акрилонитрил, технический углерод (сажа).

Метанол производится на предприятии ОАО «Гродно Азот». В конце 1998 г. в соответствии с государственной программой импортозамещения было освоено производство метанола-ректификата мощностью 55,4 тыс. т в год.

Производство метанола технического состоит из следующих стадий:

- криогенное разделение воздуха в блоках разделения воздуха с получением технологического кислорода и азота;
- компримирование природного газа поршневыми компрессорами;
- гидрирование органических серосоединений, содержащихся в природном газе, на алюмокобальтмолибденовом катализаторе до сероводорода и поглощение его окисью цинка;
- двухступенчатая паровая и кислородная конверсия природного газа на никелевых катализаторах в трубчатом и шахтном конверторах установки «Тандем» с получением синтез-газа для производства метанола-сырца;
- охлаждение синтез-газа в скрубберах-охладителях и ступеней очистки циркуляционным газовым конденсатом;
- осушка синтез-газа в баллонах осушки, заполненных алюмогелем;
- компримирование синтез-газа поршневыми компрессорами до давления 9 МПа;
- синтез метанола-сырца при давлении 9 МПа с выдачей его на склад метанола-сырца;
- ректификация метанола-сырца (рис. 4).

Выбросы CO_2 и CH_4 в 2024 г. при производстве метанола составили 43,91 и 4,2196 тыс. т в CO_2 -эквиваленте.

Производство серной кислоты происходит по следующей схеме:

- получение сернистого ангидрида сжиганием сероводорода в топке котлов – утилизаторов;
- окисление сернистого ангидрида в присутствии ванадиевого катализатора в контактном аппарате до серного ангидрида и его охлаждение в котле – утилизаторе;
- конденсация серного ангидрида и паров воды с образованием серной кислоты в холодильнике – конденсаторе.

Предприятием, где непрерывная технологическая цепочка, базирующаяся на паровом пиролизе углеводородного сырья с последующим разделением на углеводородные фракции, идет от производства олефинов до производства нитрила акриловой кислоты (акрилонитрила) и волокна полиакрилонитрильного, является Завод «Полимир» ОАО «Нафтан». Высокотемпературное паровое разложение углеводородного сырья позволяет одновременно получать этилен – исходный мономер для полиэтилена, пропилен – мономер для синтеза нитрила акриловой кислоты, который является основным компонентом для производства акрилового волокна и т. д.

В процессе получения акрилонитрила, этилена и пропилена образуются выбросы CO_2 и CH_4 . В результате производства этих соединений в 2024 г. было образовано 272,35 и 8,044 тыс. т в CO_2 -эквиваленте.

До 2019 г. в Республике Беларусь не производилась сажа (технический углерод). ИООО «Омск Карбон Могилев» в режиме пусконаладки запустил основную линию производства в 2018 г.

Технологическая схема производства предоставлена предприятием и состоит из следующих этапов:

1. Сырье от участка слива и подготовки сырья поступает в резервуары хранения резервуарного парка готовой смеси.

2. В реактор подается природный газ для горения и создания необходимой температуры, после чего подготовленные сырьевые смеси поступают в реактор, где в результате пиролиза углеводородного сырья получается технический углерод. В полученную реакционную смесь подают воду для прекращения реакции газификации и охлаждения.

3. Технический углерод поступает к аппаратам улавливания, где происходят операции улавливания.

4. От аппаратов улавливания технический углерод поступает к уплотнителю, где происходят операции уплотнения.

5. Из уплотнителя техуглерод подается в смеситель-гранулятор, где происходят операции гранулирования частиц техуглерода.

6. Из смесителя влажный гранулированный техуглерод поступает в сушильный барабан, где происходят операции сушки гранулированного техуглерода.

7. Высушенный гранулированный техуглерод поступает к бункерам готовой продукции.

8. Техуглерод из секций бункера готовой продукции выгружается в вагоны-хоппера, силотраки или упаковывается в мягкие контейнеры типа «big bag» [3].

Выбросы при производстве сажи в 2024 г. составили 54,74 тыс. т CO₂.

Практически весь объем продуктов нефтехимического производства в Беларуси используется в дальнейшем в производственных процессах в качестве сырья, восстановителей/растворителей и т. д.



Рис. 4. Схема производства метанола технического на ОАО «Гродно Азот»

Fig. 4. Scheme of production of technical methanol at JSC Grodno Azot

Результаты исследования и их обсуждение

Согласно данным за 2024 г., на сектор «Промышленные процессы и использование продуктов» приходится незначительный процент и составляет 6,56 % от общенациональных выбросов. Соответственно, эмиссии парниковых газов от сектора составили 5680,36 тыс. т в CO₂-эквиваленте (рис. 5), а по сравнению с базовым годом выбросы от промышленных процессов в 2024 г. увеличились на 1,9 %.

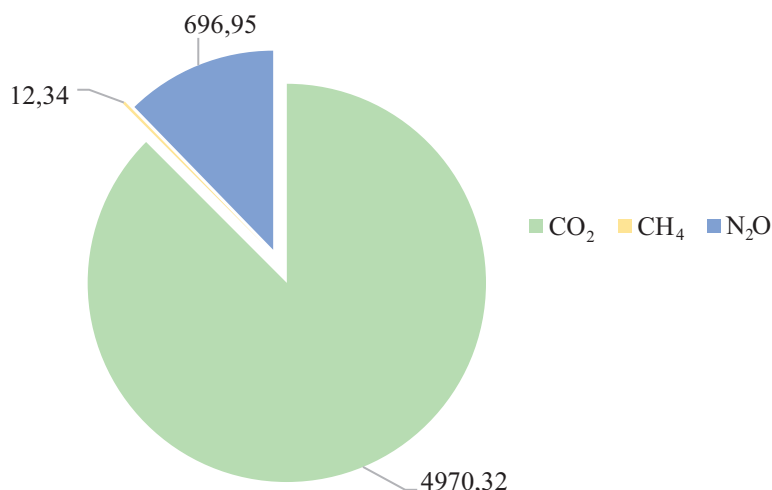


Рис. 5. Диаграмма выбросов парниковых газов от сектора «Промышленные процессы и использование продуктов» за 2024 г., тыс. т в CO₂-эквиваленте

Fig. 5. Diagram of greenhouse gas emissions from the Industrial Processes and Product Use sector for 2024, thousand tons in CO₂-equivalent

В связи с тем что производство цемента является главной ключевой категорией в секторе, общий тренд выбросов по сектору целиком определяется выбросами от этой категории. Производство цемента, в свою очередь, определяется и зависит от темпов строительства жилого фонда в стране. В сравнении с базовым годом количество выбросов CO₂ в 2024 г. возросло на 60,5 %.

В Беларуси известно применяется в различных областях: в строительстве, для целей рыбоводства, в производстве сахара, бумаги, древесной массы, в процессе стабилизации осадка сточных вод и т. д. Межгодовые изменения производства известны зависят от потребности различных предприятий и количества заключенных договоров на поставку извести. Согласно данным, выбросы от ее производства с 1990 по 2024 г. сократились на 71,1 %.

Проанализировав данные, можно отметить, что динамика выбросов при производстве аммиака (и производственной деятельности), начиная с 2000 г., стабильно возрастает.

Практически весь объем продуктов нефтехимического производства в Беларуси используется в дальнейшем в производственных процессах в качестве сырья, восстановителей / растворителей и т. д. Таким образом, динамика производства нефтехимической продукции за 1990–2024 гг. целиком определяется нуждами предприятий страны в данной продукции.

Заключение

Промышленный сектор Республики Беларусь вносит значимый вклад в генерацию национальных выбросов парниковых газов. Несмотря на то, что его доля в структуре общих эмиссий составляет около 6–7 %, он отличается высокой углеродоемкостью, сложностью технологических циклов, а также ограниченными возможностями для быстрой модернизации, что делает задачу по снижению выбросов особенно актуальной.

Проведенный анализ позволил установить, что ключевыми источниками эмиссий являются предприятия по производству цемента, аммиака и нефтехимической продукции. Эти отрасли характеризуются как большими объемами выбросов CO₂, так и наличием сопутствующих газов с высоким потенциалом глобального потепления. Так, цементная промышленность формирует выбросы за счет процессов кальцинации, химическая – в силу специфики синтеза аммиака и метанола, а нефтехимическая – в процессе переработки углеводородного сырья.

С целью выполнения международных обязательств Республики Беларусь по Парижскому соглашению и обеспечения устойчивого развития национальной экономики среди перспективных приоритетных направлений можно выделить:

- модернизацию оборудования и внедрение наилучших доступных технологий (НДТ), что позволит снизить энергоемкость и сократить удельные выбросы в расчете на единицу продукции;
- развитие технологий улавливания, утилизации и хранения углекислого газа (Carbon Capture, Utilization and Storage), которые рассматриваются в мировой практике как ключевой инструмент декарбонизации отраслей с трудно устранимыми технологическими выбросами [1];

- стимулирование перехода к низкоуглеродным видам сырья и топлива, включая использование возобновляемого водорода, биотоплива и альтернативных материалов;
- совершенствование национальной системы учета и отчетности по выбросам, обеспечивающей прозрачность данных и их сопоставимость с международными стандартами.

Результаты исследования имеют практическую ценность как для государственных органов, так и для предприятий промышленности Республики Беларусь. Они позволяют обратить внимание на вклад отдельных отраслей промышленности в генерацию выбросов парниковых газов и предоставить научное обоснование для оценки экологической эффективности предприятий, что непосредственно связано с устойчивым развитием экономики Беларуси.

Библиографические ссылки

1. Официальный сайт Understanding Carbon Capture Use Storage (CCUS). [Интернет, процитировано 15 апреля 2026]. URL: <https://ccushub.ogci.com/ccus-basics/understa nding-ccus/>
2. Официальный сайт United Nations Environment Programme (2024). Emissions Gap Report 2024: No more hot air ... please! With a massive gap between rhetoric and reality, countries draft new climate commitments. Найроби: ЮНЕП; 2024. 100 с. [Интернет, процитировано 15 апреля 2026]. URL: <https://www.unep.org/resources/emissions-gap-report-2024>.
3. *Государственный кадастр антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов*. В: Национальный доклад Республики Беларусь за 2025 год. Минск: Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь; 2025. 344 с.
4. Конькова ВМ. *Инвентаризация парниковых газов в Республике Беларусь*. В: Сахаровские чтения 2018 года: экологические проблемы XXI века. В: Маскевича СА, Позняк СС, редакторы. Материалы 18-й международной научной конференции, Минск, 17–18 мая 2018 года. Часть 3. Минск: ИВЦ Министерства финансов Республики Беларусь; 2018. с. 50–51.
5. Руководящие принципы проведения национальных инвентаризаций парниковых газов МГЭИК 2006. Том 3. Промышленные процессы и использование продуктов [Интернет, процитировано 15 сентября 2025]. URL: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/russian/vol3.html>.

References

1. The official website of Understanding Carbon Capture Use Storage (CCUS). [Internet, cited 2026 April 15]. Available from: <https://ccushub.ogci.com/ccus-basics/understa nding-ccus/>
2. The official website of United Nations Environment Programme (2024). Emissions Gap Report 2024: No more hot air ... please! With a massive gap between rhetoric and reality, countries draft new climate commitments. Nairobi: UNEP; 2024. 100 p. [Internet, cited 2026 April 15]. Available from: <https://www.unep.org/resources/emissions-gap-report-2024>.
3. *Gosudarstvennyy kadastr antropogennykh vybrosov iz istochnikov i absorbtzii poglotitelyami parnikovyykh gazov* [State cadastre of anthropogenic emissions from sources and removals by sinks of greenhouse gases]. In: National Report of the Republic of Belarus for 2025. Minsk: Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of the Republic of Belarus; 2025. 344 p. Russian.
4. Konkova VM. *Inventarizatsiya parnikovyykh gazov v Respublike Belarus* [Greenhouse Gas Inventory in the Republic of Belarus]. In: Maskevich SA, Poznyak SS, editors. Sakharov Readings 2018: Environmental Problems of the 21st Century: Proceedings of the 18th International Scientific Conference, Minsk, May 17–18, 2018. Part 3. Minsk: ICC of the Ministry of Finance of the Republic of Belarus; 2018. p. 50–51. Russian.
5. IPCC 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 3. Industrial processes and the use of products [Internet, cited 2025 September 15]. Available from: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/russian/vol3.html>.

Статья поступила в редколлегию 30.09.2025.
Received by editorial board 30.09.2025.

УДК 504.054(476)

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЙМЕННЫХ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ: ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ОЦЕНКА

С. Е. ГОЛОВАТЫЙ¹⁾, С. В. САВЧЕНКО²⁾, Е. А. УЛАЩИК¹⁾, В. Д. КУШНЕРЕВИЧ¹⁾

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

²⁾Институт природопользования Национальной академии наук Беларуси,
ул. Скорины, 10, 220076, г. Минск, Беларусь

Проведенными исследованиями было установлено, что каждая речная система обладает индивидуальным набором элементов, накапливающихся в почвах, что обусловлено ее местоположением, физико-химическими свойствами почв и степенью техногенного воздействия на пойму реки. В пределах городской территории максимальное накопление поллютантов характерно для почв участков пойм, расположенных в центре и ниже города, а также на территориях в зоне действия локальных источников загрязнения. При загрязнении почв повышается фактическое содержание миграционно активных форм металлов и увеличение их доли от валовых концентраций, достигающих 70–90 %. Фациальные различия в накоплении элементов зависят от особенностей строения и сформированности структурных элементов поймы конкретной реки. При поступлении тяжелых металлов водно-потокового генезиса максимальные уровни их накопления фиксируются в почвах прирусловой поймы, при поступлении с поверхностным стоком и аэральными выпадениями – в почвах центральной и притеррасной поймы. При этом критерии оценки эколого-геохимического состояния почв имеют свою специфику, обусловленную функциональным использованием пойменных территорий.

Ключевые слова: тяжелые металлы; пойменные почвы; латеральное распределение; фациальные различия; техногенное воздействие; городские территории; критерии оценки.

Образец цитирования:

Головатый СЕ, Савченко СВ, Улащик ЕА, Кушнеревич ВД. Эколого-геохимическое состояние пойменных почв в условиях техногенной нагрузки: пространственно-временная оценка. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология.* 2026;2:98–107.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-98-107>

For citation:

Golovaty SE, Savchenko SV, Ulashchik EA, Kushnerevich VD. Ecological and geochemical state of floodplain soils under technogenic load: a spatiotemporal assessment. *Journal of the Belarusian State University. Ecology.* 2026;2:98–107. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-98-107>

Авторы:

Сергей Ефимович Головатый – доктор сельскохозяйственных наук, профессор; заведующий кафедрой экологического мониторинга и менеджмента.

Светлана Валентиновна Савченко – кандидат геолого-минералогических наук, доцент; ведущий научный сотрудник лаборатории оптимизации геосистем.

Екатерина Александровна Улащик – преподаватель кафедры экологического мониторинга и менеджмента.

Варвара Денисовна Кушнеревич – студент, факультет мониторинга окружающей среды.

Authors:

Sergey E. Golovaty, doctor of science (agriculture), full professor; head of the department of environmental monitoring and management.

sscience@yandex.ru

Svetlana V. Savchenko, PhD (geology and mineralogy), docent; leading researcher at the laboratory of geosystems optimization.

svscience@rambler.ru

Ekaterina A. Ulashchik, lecturer at the department of environmental monitoring and management.

ulasikekaterina@gmail.com

Varvara D. Kushnerevich, student, faculty of environmental monitoring.

varvarakushnerevich@gmail.com

ECOLOGICAL AND GEOCHEMICAL STATE OF FLOODPLAIN SOILS UNDER TECHNOGENIC LOAD: A SPATIOTEMPORAL ASSESSMENT

S. E. GOLOVATYI^a, S. V. SAVCHENKO^b, E. A. ULASHCHYK^a, V. D. KUSHNEREVICH^a

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

^bInstitute of Nature Management of the National Academy Sciences of Belarus,
10 Skaryny Street, Minsk 220076, Belarus

Corresponding author: S. E. Golovaty (sscience@yandex.ru)

The studies carried out have established that each river system has an individual set of elements that accumulate in the soils, which is determined by its location, physical and chemical properties of the soils and the degree of technogenic impact on the river floodplain. Within the urban area, the maximum accumulation of pollutants is typical for soils in floodplain areas located in the center and below the city, as well as in areas of local pollution sources. When soils are polluted, the actual content of migratory active forms of metals increases and their share of total concentrations increases, reaching 70–90 %. Facies differences in the accumulation of elements depend on the structural features and formation of the structural elements of the floodplain of a particular river. When heavy metals enter water-stream genesis, the maximum levels of their accumulation are recorded in the soils of the riverine floodplain; when they enter with surface runoff and aerial fallout, in the soils of the central and near-terrace floodplains. At the same time, the criteria for assessing the ecologico-geochemical state of soils have their own specifics, due to the functional use of floodplain areas.

Keywords: heavy metals; floodplain soils; lateral distribution; facial differences; technogenic impact; urban areas; assessment criteria.

Введение

С учетом постоянно нарастающего техногенного воздействия на природную среду одним из направлений педогеохимических исследований является изучение поступления и поведения в почвах тяжелых металлов¹, которые до настоящего времени остаются одними из приоритетных загрязнителей почвенного покрова, наряду с нефтепродуктами, ПХБ, ПАУ и другими химическими веществами техногенного происхождения [2; 3; 14].

Несмотря на разноплановые эколого-геохимические исследования различных по функциональному использованию территорий, поймы, по сравнению с другими ландшафтами, наименее изучены, за исключением поймы р. Припяти, детально исследованной в связи с ее активным использованием в сельскохозяйственном производстве [4; 6]. В то же время даже незначительные по площади пойменные территории, характерные для большинства рек Беларуси, как объекты педогеохимических исследований, представляют определенный интерес по ряду причин.

Прежде всего, в ряду охраняемых природных территорий долины рек и их поймы имеют особую роль как основа для создания экологических сетей в соответствии с Рамсарской конвенцией о водно-болотных угодьях (1971 г.) и Конвенцией ООН о биологическом разнообразии (1992 г.). Они выступают в качестве естественных коридоров миграции и местообитания для многих видов растений и животных, что способствует сохранению или восстановлению нарушенных хозяйственной деятельностью экологических связей в природной среде и обеспечивает поддержание природного биоразнообразия. При этом качественное состояние почвенного покрова имеет достаточно большое значение, прежде всего, для сохранения видового разнообразия растительных сообществ, что особенно важно для пойм рек в пределах урбанизированных территорий.

Во-вторых, в ландшафтно-планировочной структуре городской территории речные долины и поймы в их пределах выполняют роль главного элемента экологического каркаса города, вокруг которого формируются значительные по площади ландшафтно-рекреационные территории. При этом оценка почв речных долин содержит два аспекта: первый ориентирован на градостроительное освоение природного ландшафта, второй – на его охрану в условиях нарастающей техногенной нагрузки. И с этих позиций показатели качества пойменных почв прямым образом будут влиять на их функциональное использование при застройке городской территории, а также на структуру и состояние растительности расположенных на участках пойм ландшафтно-рекреационных территорий.

¹Национальная система мониторинга окружающей среды в Республике Беларусь [Электронный ресурс]. 2015–2024. URL: <https://www.nsmos.by/content/402.html> (дата обращения: 07.10.2025).

В-третьих, пойменные ландшафты выступают в качестве составной части рекреационного потенциала рек в связи с развитием водного туризма и пляжного отдыха на водных объектах как одного из направлений использования речных систем. Наблюдения за состоянием околоречных территорий приобретают актуальность с точки зрения оценки эколого-геохимического состояния самих почв, а также их влияния на водный объект, так как смыв загрязненной почвы приведет к загрязнению речных вод и донных отложений, окажет негативное влияние на водную биоту, что может препятствовать рекреационному использованию водотока.

В-четвертых, традиционное использование пойменных территорий в сельскохозяйственном производстве, преимущественно в качестве сенокосов и пастбищ. При таком применении пойм качественное состояние почв и их количественные характеристики приобретают особую актуальность, так как загрязнение почв химическими веществами техногенного происхождения, в частности тяжелыми металлами, может привести к их избыточному накоплению в растениях, что отрицательно скажется на качестве сельскохозяйственной продукции [1].

Материалы и методы исследования

При изучении почв пойм используются научно-методические подходы, учитывающие специфику пойменных ландшафтов, проявляющуюся в их зональности, линейной конфигурации и латеральных различиях в накоплении тяжелых металлов в почвах вдоль по течению реки, геохимической специфики перераспределения загрязняющих веществ в пойменных фациях (прирусловая, центральная, притеррасная пойма) и сложности выявления приоритетного источника загрязнения.

Почвы пойм и долин рек в зонах влияния населенных пунктов изучались с 1996 по 2020 гг. Обследованные реки приурочены к различным физико-географическим провинциям. При исследовании учитывалось местоположение речной системы, степень трансформации поймы и долины реки на отдельных участках, что особенно четко проявляется на территории города. Всего исследованы участки пойм 15 рек, протекающих по городским территориям, которые различаются по степени и специфике техногеохимических нагрузок на поймы: Березина (города Борисов и Березино), Свислочь (г. Минск), Неман (г. Столбцы), Уша (г. Молодечно), Случь (г. Слуцк), Бобр (г. п. Крупки), Плисса (города Смолевичи и Жодино), Вилия (г. Вилейка), Витьба и Лучеса (г. Витебск), Днепр (г. Орша), Сож (г. Гомель), Лошица, Мышка и Тростянка (г. Минск).

Отбор проб производился из верхнего гумусового горизонта почв методом продольного и поперечного профилирования на глубину 0–20 см. Исследовались валовые и миграционно-активные формы металлов, что позволило повысить результативность техногеохимической индикации, так как количество загрязненных почв и степень загрязнения подвижными формами элементов в ряде случаев выше, чем при определении валового содержания металлов [7]. Содержание металлов в почвах определялось методом атомно-абсорбционной спектроскопии (для валового содержания – экстрагированием смесью кислот (HF , HNO_3 , HCl , HClO_4), для миграционно активных форм – 1 М раствором HCl или ацетатно-аммонийным буфером). Ряд образцов почв исследовался эмиссионным спектральным методом. Чувствительность определения для разных элементов составляет от 0,01 до $n \times 1,0$ мг/кг.

Для эколого-геохимической оценки состояния почв использовались фактические концентрации химических элементов, а также относительные величины (коэффициент концентрации K_c) – отношение содержания элемента в исследованном объекте к фону. В качестве фона использовались концентрации тяжелых металлов, установленные для пойменных почв р. Березины на территории Березинского биосферного заповедника [8].

Результаты исследования и их обсуждение

Особенность формирования почв в поймах рек – это совместное воздействие на них пойменных и аллювиальных процессов. В результате данных процессов за счет затопления территории поймы полыми водами происходит дополнительное увлажнение почв и изменение их химических и микробиологических показателей и, как результат, привнесение или вынос из почвы определенного количества химических веществ, в том числе тяжелых металлов техногенного происхождения.

При аллювиальных процессах происходит привнос паводковыми водами на поверхность поймы взмученного материала, содержащегося в воде, размывание поймы и переотложение на ее поверхности взвешенных в воде частиц в виде слоя аллювия, гранулометрический состав которого определяется скоростью движения воды и удаленностью участка поймы от русла реки. При этом в пойменные почвы поступают содержащиеся во взвешях и водной массе загрязняющие вещества, которые могут способствовать загрязнению пойменных почв.

Исходя из этого, количество источников загрязнения пойменных почв шире, чем для других территорий, особенно в пределах городской застройки. Кроме паводковых вод, поступающих на пойму при разливе водотока, к источникам загрязнения пойменных почв относятся трансграничные и местные аэральные выпадения, поверхностный сток с вышележащих территорий, а также точечные источники загрязнения, расположенные в пойме и долине реки. На химический состав пойменных почв влияют также состав почв и пород водосборной территории, климатические особенности местности, облесенность и распаханность речного бассейна.

Проведенными исследованиями установлено, что каждая речная система характеризуется природной спецификой содержания тяжелых металлов в пойменных почвах, на которую накладывается определенное техногеохимическое воздействие (табл. 1).

Таблица 1

Валовое содержание тяжелых металлов в верхнем горизонте почв пойм рек в зонах воздействия населенных пунктов [9–13]

Table 1

Gross content of heavy metals in the upper soil horizon of floodplains in areas affected by settlements [9–13]

Река, населенный пункт	Среднее содержание тяжелых металлов, мг/кг						
	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Co
Уша (Молодечно)*	н. о.**	7,5	н. о.	8,8	4,8	8,6	3,0
Случь (Слуцк)*	н. о.	14,0	н. о.	13,0	9,7	24,0	5,1
Березина (Борисов)*	н. о.	13,0	н. о.	13,0	11,0	20,0	4,9
Березина (Березино)*	н. о.	9,1	н. о.	5,1	6,2	15,6	3,6
Бобр (Крупки) *	н. о.	10,0	н. о.	8,0	9,6	15,0	5,3
Плисса (Смолевичи)*	н. о.	12,0	н. о.	12,0	15,0	19,0	5,6
Плисса (Жодино)*	н. о.	12,0	н. о.	12,0	11,0	18,0	5,9
Вилия (Вилейка) *	н. о.	11,0	н. о.	5,9	5,6	14,2	4,2
Неман (Столбцы) *	н. о.	9,1	н. о.	5,7	5,9	9,1	4,9
Лучеса (Витебск)	0,52	7,9	14,0	4,0	3,6	8,1	1,8
Витьба (Витебск)	0,47	6,9	11,9	5,1	3,9	6,9	1,3
Днепр (Орша)	1,0	9,6	48,7	15,8	12,4	117,0	3,4
Сож (Гомель)	0,5	8,1	21,3	4,9	7,8	59,9	1,5
Свислочь (Минск) (2007)	0,45	21,9	45,5	14,5	8,4	5,2	5,3
Свислочь (Минск) (2019)	0,33	12,1	37,5	8,2	2,8	н. о.	н. о.
Тростянка (Минск)	0,70	14,7	37,7	8,4	7,7	4,8	4,4
Лошица (Минск)	0,42	23,0	65,0	21,8	17,3	25,1	5,5
Мышка (Минск)	0,50	21,2	50,5	11,0	16,0	14,9	5,7
Фон (р. Березина в Березинском биосферном заповеднике) [10]	—	11,4	—	12,0	7,9	24,0	12,0

*Определение в почвах тяжелых металлов проводилось эмиссионным спектральным методом; **н. о. – элемент не определялся

Наибольшее количество свинца, меди, цинка и никеля отмечены в почвах пойменных участков р. Лошица, кадмия и хрома – почвах поймы р. Днепр, кобальта – р. Плиссы в Жодино. Наименьшими средними значениями большинства элементов (свинца, цинка, меди, никеля и кобальта) характеризуются пойменные почвы рек Витьбы и Лучесы на территории Витебска, хрома и кадмия – в поймах рек, протекающих по территории Минска – Тростянки и Свислочи.

Различия в накоплении элементов почвами пойм исследованных рек достигают от 2,3 раза для кадмия до 24,4 раза – для хрома. Это обусловлено природными особенностями бассейна реки, степенью его антропогенной трансформации, наличием источников загрязнения на близлежащих территориях, а также физико-химическими характеристиками исследованных почв.

Сравнение полученных фактических средних величин с фоновыми значениями, установленными для пойменных почв Березинского биосферного заповедника, показало, что содержание свинца в почвах пойм

большинства водотоков, протекающих по городской территории, находятся в пределах фона с коэффициентами концентрации K_c 0,7–1,1. Исключение составляют почвы водотоков Минска, где K_c для свинца достигает от 1,3 в почвах поймы р. Тростянки до 2,0 – р. Лошицы. Накопление никеля отмечается в почвах пойм семи исследованных городских рек, с K_c от 1,2 для Случи и Бобра до 1,9 и 2,2 в пойменных почвах рек Плисссы и Лошицы. Повышенным содержанием хрома отличаются поймы Днепра и Сожа, где K_c металла в почвах равно 4,9 и 2,5 соответственно. Наиболее широкий спектр тяжелых металлов, присутствующих в повышенных количествах в пойменных почвах, характерен для рек Днепра в Орше, где медь, никель и хром имеют с K_c от 1,3 до 4,9, и Лошицы в Минске, где для меди, свинца и никеля $K_c = 1,8–2,2$. При этом содержание кадмия в пойменных почвах рек Лучесы, Днепра и Тростянки и хрома в почвах поймы р. Днепра превышает установленные для почв гигиенические нормативы, что позволяет говорить о загрязнении пойм вышеуказанных рек данными элементами².

Латеральные различия в накоплении химических элементов в пойменных почвах вдоль по течению рек особенно четко проявляется на территории города, где наибольшее накопление элементов в почвах характерно для участков пойм, расположенных в центральной части или в конце города, в зоне воздействия промышленных предприятий, жилой усадебной застройки, автомобильных и железных дорог и автостоянок.

Так, изучение почв поймы р. Свислочи в границах Минска (2007 г.) показало, что максимальные значения большинства исследованных тяжелых металлов характерны для участков поймы реки в центре города, где содержание свинца превышает его концентрацию на других отрезках реки в 1,8–2,2 раза, цинка – 1,3–2,3 раза. Концентрации меди и никеля в центре города соответственно в 2,8 и 2,0 раза выше по сравнению с вышележащими территориями, достигая наибольших значений на нижнем исследованном участке в границе города. Латеральное распределение кадмия в пойменных почвах р. Свислочи к концу города плавно снижается в 1,7 раза по сравнению с верхним исследованным участком [12].

При этом важное значение имеет степень преобразованности поймы, так как педогеохимические аномалии, фиксируемые в поймах рек с зарегулированным стоком и отсутствием современных паводково-пойменных процессов, связаны прежде всего с аэральным переносом химических элементов или являются следствием поступления загрязненного поверхностного стока с вышележащих территорий. Этим можно объяснить, что участок поймы р. Свислочи, расположенный за границей города, с естественным паводково-пойменным циклом и, как следствие, дополнительным привносом загрязняющих веществ с речными водами, характеризуется достаточно высокими, по сравнению с городскими территориями, концентрациями кадмия, свинца, меди и особенно цинка, содержание которого превышает среднее для города значение в 4,9 раза.

По данным 2019 г., полученным в ходе педогеохимического изучения поймы р. Свислочи, установлено, что в центральной части города содержание тяжелых металлов (за исключением цинка) по сравнению с вышележащими территориями, как и в предыдущих исследованиях, увеличивается. Различия в их концентрациях по сравнению с перспективными для развития города территориями составляют от 1,3 раза для свинца до 3,1 раза для меди. Ниже по течению в конце города наблюдается увеличение по сравнению с центром фактических значений свинца и никеля, уменьшение – кадмия, меди и цинка, что свидетельствует о техногенном характере их поступления в почвы пойменных территорий, обусловленном значительным количеством присутствующих там источников загрязнения [13].

В почвах поймы р. Днепр в Орше латеральное распределение металлов индивидуально для каждого элемента. Так, в почвах формирующейся прирусловой поймы концентрации свинца, кадмия, кобальта и цинка от начала к концу города повышаются незначительно (в 1,2 раза). В то же время для меди, кобальта, хрома и никеля наименьшие значения фиксируются в почвах в центре города, что в 1,4–1,7 раза меньше, чем в почвах выше- и нижележащих пойменных территорий. Наибольшее содержание хрома отмечается на участке выше города с постепенным снижением к центру и концу городской территории [10].

Такое латеральное распределение элементов в почвах можно объяснить незначительной шириной прирусловой поймы с преобладанием поемных процессов, что не способствует накоплению элементов на пойменных почвах, невыработанностью речной долины и наличием крутых склонов, поверхностный сток с которых вымывает металлы, присутствующие в почвах, в реку.

На участках речной долины р. Днепр, где сформировалась центральная пойма, в связи с выровненностью рельефа и преобладанием аллювиальных процессов, а также наличием локальных источников загрязнения, которые способствуют накоплению тяжелых металлов в почвах, прослеживается тенденция увеличения концентрации большинства исследованных элементов в пойме к концу города: для цинка, кобальта и никеля – в 1,2 раза по сравнению с началом города, для кадмия и меди – в 1,5 и 1,6 раза

²Гигиенический норматив «Показатели безопасности и безвредности почвы». Утверждено Постановлением Совета министров Республики Беларусь от 25 января 2021 г. № 37 [Электронный ресурс]. URL: <https://pravo.by/document/?guid=12551&p0=C22100037> (дата обращения: 07.12.2025).

соответственно. При этом концентрации хрома в почвах превышают гигиенический норматив как в начале, так и в конце города.

Использование фациального подхода и учет геоморфологических особенностей речных долин при педогеохимическом исследовании большинства пойм рек Беларуси показало, что существующие различия в накоплении тяжелых металлов в почвах в определенной степени зависят от гипсометрических характеристик территорий, обусловленных строением и сформированностью структурных элементов поймы конкретной реки.

Так, оценка почв по линии поперечных профилей, заложенных в долине и пойме р. Свислочи на территории г. Минска, показала, что по линии первого профиля наибольшим накоплением свинца, меди и цинка характеризуются почвы высокой центральной поймы, где содержание кадмия и меди в 1,3 раза выше, чем на участке центральной поймы среднего уровня, цинка – в 2,7, свинца – в 4,1 раза (табл. 2).

Таблица 2

Содержание тяжелых металлов в верхнем (0–20 см) горизонте почв поймы и долины р. Свислочи в границах г. Минска

Table 2

Heavy metal content in the upper (0–20 cm) soil horizon of the floodplain and valley of the Svisloch River within the borders of Minsk

Профиль	Пойменные фации	Химическое вещество, мг/кг почвы				
		Cd	Pb	Cu	Ni	Zn
1	Высокая центральная пойма	0,30	29,0	7,6	0,63	50,5
	Центральная пойма среднего уровня	0,24	7,0	6,0	0,37	18,5
2	Первая надпойменная терраса	0,35	6,2	6,7	0,55	25,2
	Притеррасная пойма	0,50	16,8	13,1	1,01	60,5

Это может быть обусловлено особенностями микрорельефа участка отбора проб почв и наличием локальных понижений, где происходит накопление металлов, поступающих в почвы с поверхностным стоком с вышележащих территорий и с аэральными выпадениями [13].

Во втором профиле наименьшими значениями большинства исследованных металлов характеризуются почвы первой надпойменной террасы, наибольшими – почвы притеррасной поймы, где по сравнению с почвами первой надпойменной террасы содержание кадмия выше в 1,4 раза, никеля – в 1,8, меди – в 1,9, цинка – в 2,4 и свинца – в 2,7 раза. Это можно объяснить особенностью фациального перераспределения элементов, так как для надпойменной террасы характерен выносом тяжелых металлов из почв в связи с ее транзитным положением в рельефе, в то время как почвы притеррасной поймы с ее расположением на гипсометрически пониженных участках отличаются накоплением металлов, поступающих с вышележащих территорий, или с паводковыми водами при разливе реки.

Как показали ранее проведенные детальные исследования почв поймы р. Свислочи около д. Глушка, на участке с естественным паводково-пойменным циклом [7] различия в содержании металлов в пойменных фациях составляют от 4,8 раз для свинца до 146 раз для хрома. При этом наибольшим накоплением элементов характеризуются почвы приустьевой низкой поймы.

Оценка фациального распределения химических элементов в почвах поймы р. Днепр в границах и ниже Орши показала, что наименьшими концентрациями большинства металлов характеризуется центральная пойма, где среднее содержание меди ниже по сравнению с другими фациями в 1,8–10,7 раза, никеля – в 1,1–2,5, цинка – 1,3–1,4, хрома – в 1,2–1,4, свинца – 1,6 и кобальта в 1,2 раза (по сравнению с надпойменной террасой) [10].

Для надпойменной террасы, где поступление тяжелых металлов в почвы связано с атмосферными выпадениями и плоскостным смывом с вышележащих территорий, основными загрязнителями выступают медь, свинец, хром, кобальт и никель. В приустьевой пойме по сравнению с центральной идет накопление меди, цинка, кадмия, кобальта и хрома, что обусловлено ее гипсометрически пониженным местоположением и наличием нескольких путей загрязнения – водного, аэального и поверхностного стока.

Параллельное исследование валовых и миграционно активных форм тяжелых металлов позволило сделать вывод о том, что миграционно активные формы являются лучшим индикатором загрязнения пойменных почв по сравнению с их валовым содержанием.

Так, педогеохимические исследования поймы р. Свислочи ниже Минска по содержанию валовых и миграционно активных форм металлов показали, что при загрязнении почв накопление поллютантов более

контрастное для подвижных форм элементов. Превышение над гигиеническими нормативами в почвах наиболее загрязненных участков составляет для валового свинца 1,6 раза, для его миграционно активной формы 6,2 раза. Для никеля данные показатели равны 7,0 и 29,0 раза, меди – 13,1 и 97,7, цинка – 13,6 и 21,3 раза соответственно [7].

При загрязнении пойменных почв наблюдается не только повышение фактического содержания миграционно активных форм тяжелых металлов, но и увеличение их доли по отношению к валовым концентрациям. Так, в песчаных почвах поймы р. Витьбы в Витебске, отобранных в центре города, подвижность меди достигает 71 % от валовых значений, цинка – 69, никеля – 51 %. В почвах поймы ручья Гапеева, представленных суглинками, доля миграционно активных форм меди от валовых концентраций составляет от 81 до 88 %, кадмия – 73–80, свинца – 65–80, цинка – 63–64 % (рис.). Для кобальта, никеля и хрома это величина незначительная – от 9 до 46 % [11]. В почвах р. Днепр в Орше подвижность элементов составляет в среднем для меди и цинка – 89–90 % от валовых содержаний, свинца и кадмия – 64–66, кобальта – 60–61 % [10].

В то же время в почвах поймы р. Березины, протекающей по территории Березинского биосферного заповедника, где техногенная нагрузка минимальна, подвижность металлов значительно ниже, чем на загрязненных городских территориях. Здесь доля миграционно активных соединений металлов от их валовых концентраций равна для хрома – 4,8–10 %, никеля – 3–20, кобальта – 23–31, меди – 31–42 %. Для свинца данный показатель выше – от 30 до 70 % [8].

Изучение влияния физико-химических характеристик почв (рН, гранулометрического состава, содержание органического вещества) позволило установить, что одними из основных свойств почв, оказывающих влияние на накопление в них тяжелых металлов, является их гранулометрический состав. Пойменные почвы, представленные суглинками, способны накапливать в 1,5–5,0 раз больше элементов по сравнению с песками и супесями. Эта закономерность четко прослеживалась при исследовании почв пойм водотоков Витебска (рис.) [11].

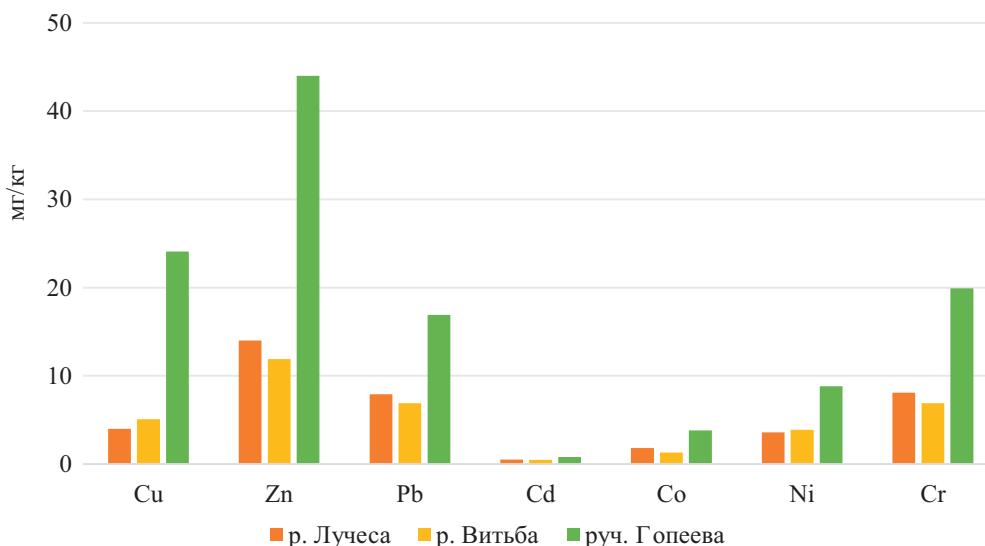


Рис. Валовое содержание тяжелых металлов в почвах различного гранулометрического состава (на примере пойменных почв рек Лучеса, Витьба и ручья Гопеева в Витебске)

Fig. The gross content of heavy metals in soils of various granulometric composition (on the example of floodplain soils of rivers Luchesa, Vitba and Gopeev streams in Vitebsk)

Как показали педогеохимические исследования пойм рек Витьбы и Лучесы, где преобладают песчаные почвы, и ручья Гопеева (приток р. Витьбы) с суглинистыми почвами, суглинки характеризуются повышенными, по сравнению с песками, концентрациями всех изученных металлов: меди – в 4,7–6,0 раз, цинка – 3,1–3,7, хрома – 2,5–2,9, кобальта – 2,1–2,9, свинца – 2,1–2,4, никеля – 2,3–2,4, кадмия – в 1,6–1,7 раза.

Педогеохимическое изучение поймы р. Свислочи в пределах Минска (2019 г.) выявило связь между кислотностью почв и увеличением накопления в них некоторых тяжелых металлов. При этом корреляционная зависимость между содержанием в почвах металлов и показателем рН существенно различается для разных элементов. Тесная корреляционная зависимость концентрации металла от кислотности почв выявлена для меди ($r = 0,77$ при $P = 0,99$ и $n = 27$), средняя – для кадмия ($r = 0,69$ при $P = 0,99$ и $n = 27$) и цинка ($r = 0,54$ при $P = 0,99$ и $n = 27$). Коэффициенты корреляции между рН и свинцом, рН и никелем незначимы [13].

Четкой зависимости между концентрацией тяжелых металлов и содержанием $C_{орг.}$ в исследованных почвах не наблюдалось.

Критерии оценки загрязнения пойменных почв. При педогеохимическом исследовании пойм встает вопрос о критериях оценки их эколого-геохимического состояния, так как в зависимости от функционального назначения и направления использования пойменных территорий к состоянию почвенного покрова предъявляются различные требования. В этой связи необходим дифференцированный подход при выборе используемых критериев:

- при проведении педогеохимических исследований пойменных территорий, используемых в качестве ключевых участков для сохранения биологического и ландшафтного разнообразия, для оценки состояния пойменных почв целесообразно использовать значения фоновых концентраций тяжелых металлов, так как данные территории по эколого-геохимическим параметрам должны приближаться к наименее трансформированным или заповедным территориям. Как правило, за фоновые принимаются величины содержания тяжелых металлов в почвах ООПТ или территорий, удаленных от потенциальных источников загрязнения, исследованных в рамках мониторинга земель НСМОС в части наблюдений за состоянием почв на фоновых территориях;

- для характеристики экологического состояния почв ландшафтно-рекреационных территорий, расположенных в пределах пойменных участков, в зависимости от целей и задач исследований можно использовать средние значения, рассчитанные для пойменных почв данной реки, местный геохимический фон, а при наличии информации – среднее содержание загрязняющих веществ в почвах ландшафтно-рекреационных территорий конкретного населенного пункта. При высоких уровнях концентрации химических элементов используются гигиенические или дифференцированные нормативы, установленные для почв^{3, 4};

- для оценки пойменных ландшафтов с точки зрения их использования как составной части рекреационного потенциала рек, особенно на пригородных территориях, можно применять значения средне-бассейновых концентраций металлов в почвах или усредненные значения, рассчитанные для почв поймы данной реки. При высоких уровнях содержания тяжелых металлов также используются гигиенические или дифференцированные нормативы;

- при использовании пойм в сельскохозяйственном производстве целесообразно применять ОДК для валовых и подвижных форм элементов, разработанные специально для почв сельхозугодий, которые учитывают гранулометрический состав почв и специфику сельскохозяйственного землепользования [5]. Данные нормативы более жесткие, чем гигиенические или дифференцированные нормативы, так как количественное и качественное состояние сельскохозяйственных земель является обязательным условием выпуска экологически чистой сельскохозяйственной продукции. Наличие загрязнения почв требует лимитирования использования пойм в сельском хозяйстве, а также создания системы контроля за качеством сельскохозяйственной продукции.

Заключение

Проведенные исследования выявили особенности накопления и поведения тяжелых металлов в почвах пойм в условиях техногенной нагрузки, что позволяет сделать следующие выводы:

- каждая речная система обладает индивидуальным набором элементов, накапливающихся в почвах, что обусловлено ее местоположением, физико-химическими свойствами местных почв и степенью техногенного воздействия на пойму реки. В пределах городской территории максимальное накопление поллютантов характерно для участков пойм, расположенных в центре и ниже города, а также на территориях в зоне действия локальных источников загрязнения. При этом накопление тяжелых металлов почвами в большей степени зависит от их гранулометрического состава;

- загрязнение почв приводит не только к повышению фактического содержания миграционно активных форм тяжелых металлов, но и к увеличению их доли от валовых концентраций, достигающей 70–90 %. Оценка миграционно активных форм элементов позволяет диагностировать загрязнение почв на начальной стадии и по более широкому спектру химических элементов;

- фациальные различия в накоплении элементов имеют определенные закономерности и зависят от особенностей строения и сформированности структурных элементов поймы конкретной реки.

³Гигиенический норматив «Показатели безопасности и безвредности почвы» – Утверждено Постановлением Совета министров Республики Беларусь от 25 января 2021 г. № 37 [Электронный ресурс]. URL: <https://pravo.by/document/?guid=12551&p0=C22100037> (дата обращения: 07.12.2025).

⁴ЭкоНП 17.03.01-001-2021. Охрана окружающей среды и природопользование. Земли (в том числе почвы) [Электронный ресурс]. Нормативы качества окружающей среды. Дифференцированные нормативы содержания химических веществ в почвах и требования к их применению. URL: <https://pravo.by/document/?guid=12551&p0=C22100037> (дата обращения: 07.12.2025).

При поступлении химических веществ водно-потокового генезиса максимальные уровни загрязнения почв фиксируются в приустьевой пойме, при поступлении тяжелых металлов с поверхностным стоком и аэральными выпадениями – в почвах центральной и притеррасной поймы. При этом критерии оценки эколого-геохимического состояния пойменных почв имеют свою специфику, обусловленную функциональным использованием пойменных территорий.

Учитывая, что пойменные ландшафты являются нижним звеном ландшафтно-геохимического ряда, аккумулирующим химические элементы, поступающие с водораздельных городских территорий, следует ожидать дальнейшего накопления тяжелых металлов в почвах пойм рек, протекающих по городской территории. В связи с тем, что в городах поймы рек выполняют преимущественно рекреационные и водозащитные функции, для почв данных территорий необходима разработка комплекса мероприятий по минимизации негативных последствий их загрязнения и организация мониторинга за состоянием почвенного покрова.

Проведенные на территории городов исследования пойменных почв дополняют и расширяют базу данных, формируемую при проведении в рамках Национальной системы мониторинга окружающей среды наблюдений за химическим загрязнением земель, и способствуют получению более детальной информации о загрязнении почвенного покрова, что может быть использовано при градостроительном планировании для повышения эффективности землепользования на городской территории.

Библиографические ссылки

1. Головатый СЕ. *Тяжелые металлы в агроэкосистемах*. Минск: Институт почвоведения и агрохимии; 2002. 240 с.
2. Головатый СЕ, Самусик ЕА, Савченко СВ. *Оценка экологического состояния почв по содержанию в них подвижных форм кадмия, свинца и цинка*. В: 19-я Международная научная конференция «Сахаровские чтения 2019 года: экологические проблемы XXI-го века», Минск, 23–24 мая 2019 г. Том 3. Минск: ИВЦ Минфина; с. 24–27.
3. Хомич ВС, и др. *Городская среда: геоэкологические аспекты*. Минск: Беларуская навука; 2013. 301 с.
4. Европейское Полесье – хозяйственная значимость и экологические риски. В: *Материалы Международного семинара*. Минск: Минсктипроект; 2007. 367 с.
5. *Крупномасштабное агрохимическое и радиологическое обследование почв сельскохозяйственных угодий Беларуси*. Минск: БИТ «Хата»; 2006.
6. Природнае асяроддзе Палесся: асаблівасці і перспектывы развіцця. У: *Тэзісы дакладаў IV Міжнароднай навуковай канферэнцыі*. Брэст: [б. в.]; 2008. 336 с.
7. Савченко ВВ, Головатый СЕ, Савченко СВ, Гурч ЕП. Специфика загрязнения пойм рек тяжелыми металлами: фациальная зональность (на примере р. Свислочь ниже Минска). *Природные ресурсы*. 1998;2:26–33.
8. Савченко СВ Эколого-геохимическое изучение пойменных почв р. Березины в Березинском биосферном заповеднике. *Природные ресурсы*. 1999;2:128–137.
9. Савченко СВ, Головатый СЕ, Савченко ВВ. Закономерности распределения микроэлементов в пойменных экосистемах урбанизированных территорий. *Природные ресурсы*. 2000;3:112–119.
10. Савченко СВ, Головатый СЕ, Лукашенко НК. Пространственная структура и уровни загрязнения тяжелыми металлами почв долины р. Днепр в г. Орше. *Природные ресурсы*. 2004;4:93–96.
11. Савченко СВ, Головатый СЕ, Лукашенко НК, Коробчук ЛА. Тяжелые металлы в почвах пойменных экосистем малых водотоков г. Витебска. *Природные ресурсы*. 2005;3:132–136.
12. Савченко СВ, Быкова НК, Самсоненко ИП, Хомич ВС. Пространственные особенности накопления тяжелых металлов в почвах пойменных ландшафтов г. Минска. *Природные ресурсы*. 2007;4:63–70.
13. Савченко СВ, Санец ЕВ, Рыжиков ВА. Оценка эколого-геохимического состояния почвенного покрова долины р. Свислочи в пределах водно-зеленого диаметра г. Минска. *Природные ресурсы*. 2020;2:5–17.
14. Хомич ВС, Какарека СВ, Кухарчик ТИ. *Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси*. Минск: РУП «Минсктипроект»; 2004. 259 с.

References

1. Golovaty SE. *Tyazhelye metally v agroekosistemakh* [Heavy metals in agroecosystems] Minsk : Institute of Soil Science and Agrochemistry; 2002. 240 p. Russian.
2. Golovaty SE, Samusik EA, Savchenko SV. *Otsenka ekologicheskogo sostoyaniya pochv po sodержaniyu v nikh podvizhnykh form kadmia, svintsia i tsinka* [Assessment of the ecological state of soils by the content of mobile forms of cadmium, lead and zinc in them]. In: 19th International Scientific Conference «Sakharov Readings 2019: Environmental problems of the 21st century», Minsk, 2019 May 23–24. Volume 3. Minsk: IVTs Minfina; 2019. p. 24–27. Russian.
3. Khomich VS, et al. *Gorodskaya sreda: geoekologicheskie aspekty* [Urban environment: geoecological aspects]. Minsk: Belorusskaya nauka; 2013. 301 p. Russian.
4. *Evropeiskoe Poles'e – khozyaistvennaya znachimost' i ekologicheskie riski*. In: *Materialy Mezhdunarodnogo Seminara* [European Polesie – economic importance and environmental risks]. Minsk: Minsktiprjekt; 2007. 367 p. Russian.
5. *Krupnomasshtabnoye agrokhimicheskoye i radiologicheskoye obsledovaniye pochv sel'skokhozyaystvennykh ugodiy Belarusi* [Large-scale agrochemical and radiological examination of soils of agricultural lands in Belarus]. Moscow: BIT «Khata»; 2006. Russian.
6. The natural environment of Polesie: features and prospects of development. In: *Tezisy dakladaŭ IV Mižnarodnaj navukovaj kanferencyi*. Brest: [publisher unknown]; 2008. 336 p. Belarusian.

7. Savchenko VV, Golovaty SE, Savchenko SV, Gurch EP. *Spetsifika zagryazneniya poim rek tyazhelymi metallami: fatsial'naya zonal'nost' (na primere r. Svisloch' nizhe Minska)* [Specifics of river floodplain pollution with heavy metals: facies zonality (on the example of the Svisloch river below Minsk)]. *Natural Resources*. 1998;2:26–33. Russian.
8. Savchenko SV. *Ekologo-geokhimicheskoe izuchenie poimennykh pochv r. Bereziny v Berezinskom biosfernom zapovednike* [Ecological and geochemical study of floodplain soils of the Berezina River in the Berezinsky Biosphere Reserve]. *Natural Resources*. 1999;2:128–137. Russian.
9. Savchenko SV, Golovaty SE, Savchenko VV. *Zakonomernosti raspredeleniya mikroelementov v poimennykh ekosistemakh urbanizirovannykh territorii* [Patterns of distribution of trace elements in floodplain ecosystems of urbanized territories]. *Natural Resources*. 2000;3:112–119. Russian.
10. Savchenko SV, Golovaty SE, Lukashenko NK. *Prostranstvennaya struktura i urovni zagryazneniya tyazhelymi metallami pochv doliny r. Dnepr v g. Orshe* [Spatial structure and levels of heavy metal contamination of soils of the Dnieper River valley in Orsha]. *Natural Resources*. 2004;4:93–96. Russian.
11. Savchenko SV, Golovaty SE, Lukashenko NK, Korobchuk LA. *Tyazhelye metally v pochvakh poimennykh ekosistem mal'kikh vodotokov g. Vitebska* [Heavy metals in the soils of floodplain ecosystems of small watercourses in Vitebsk]. *Natural Resources*. 2005;3:132–136. Russian.
12. Savchenko SV, Bykova NK, Samsonenko IP, Khomich VS. *Prostranstvennye osobennosti nakopleniya tyazhelykh metallov v pochvakh poimennykh landshaftov g. Minska* [Spatial features of heavy metal accumulation in soils of floodplain landscapes of Minsk]. *Natural Resources*. 2007;4:63–70. Russian.
13. Savchenko SV, Sanets EV, Ryzhikov VA. *Otsenka ekologo-geokhimicheskogo sostoyaniya pochvennogo pokrova doliny r. Svislochi v predelakh vodno-zelenogo diametra g. Minska* [Assessment of the ecological and geochemical state of the soil cover of the Svisloch river valley within the water-green diameter of Minsk]. *Natural Resources*. 2020;2:5–17. Russian.
14. Khomich VS, Kakareka SV, Kukharchik TI. *Ekogeokhimiya gorodskikh landshaftov Belarusi* [Ecogeochemistry of urban landscapes of Belarus]. Minsk: RUE «Minsktipproekt»; 2004. 259 p. Russian.

Статья поступила в редколлегию 10.03.2026.
Received by editorial board 10.03.2026.

СОДЕРЖАНИЕ

ИЗУЧЕНИЕ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

<i>Сушко Г. Г., Ткачёнок А. С., Литвенкова И. А.</i> Функциональное разнообразие и его оценка в исследованиях синэкологии насекомых с использованием статистической среды R.....	4
<i>Хотянович Ю. Н.</i> Лимитирование развития фитопланктона оз. Баторино биогенными элементами: экспериментальное исследование	20
<i>Кабашикова Л. Ф., Пашкевич Л. В., Доманская И. Н., Лукаш В. И., Шпилевский С. Н., Артемчук Я. Н., Гордиенко С. С., Даркович М. А.</i> Перспективы использования соматической гибридизации для расширения генетического разнообразия культурных растений и грибов.....	31
<i>Родькин О. И., Бутько А. А.</i> Фитоценозы трав внепойменных лугов в качестве вегетативных фильтров для минимизации загрязнения водных объектов азотом: потенциал использования	53

РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

<i>Гарбарук Д. К., Шумак С. В., Углынец А. В.</i> Текущие изменения загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr элементов черноольховых лесов в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС	54
--	----

МЕДИЦИНСКАЯ ЭКОЛОГИЯ

<i>Тарун Е. И., Рыжикова В. В., Костюковец С. А., Крыж О. С., Головач Т. Н.</i> Антиоксидантная активность гидролизатов молозива и их комплексов с β - и γ -циклодекстринами.....	73
<i>Петренко С. В., Батян А. Н., Пухтеева И. В., Петренко М. С., Лаптенюк С. А.</i> Радиобиологические последствия йодного дефицита у населения Беларуси в период катастрофы на Чернобыльской АЭС: заболеваемость щитовидной железы сорок лет спустя.....	81

ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

<i>Лагойка К. Р., Фурса Ю. В., Борейко Я. Е., Пискунович В. М.</i> Выбросы парниковых газов в промышленном секторе Республики Беларусь: анализ и оценка.....	89
<i>Головатый С. Е., Савченко С. В., Улащик Е. А., Кушнеревич В. Д.</i> Эколого-геохимическое состояние пойменных почв в условиях техногенной нагрузки: пространственно-временная оценка	98

CONTENTS

THE STUDY AND REHABILITATION OF ECOSYSTEMS

<i>Sushko G. G., Tkachenok A. S., Litvenkova I. A.</i> Functional diversity and its assessment in insect synecology studies using the R statistical environment.....	4
<i>Khatsianovich Yu. N.</i> Nutrient limitation of phytoplankton growth in lake Batorino: experimental research.....	20
<i>Kabashnikova L. F., Pashkevich L. V., Domanskaya I. N., Luksha V. I., Shpilevsky S. N., Artemchuk Ya. N., Gordienko S. S., Darkovich M. A.</i> Prospects of using somatic hybridization to expand the genetic diversity of cultivated plants and fungi	31
<i>Rodzkin A. I., Butsko A. A.</i> Phytocenoses of grasses of non-floodplain meadows as vegetative filters for minimizing nitrogen pollution of water bodies: potential use.....	53

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

<i>Garbaruk D. K., Shumak S. V., Uglyanets A. V.</i> Current contamination changes of ^{137}Cs and ^{90}Sr in black alder forests elements in the Chernobyl nuclear power plant exclusion zone.....	54
---	----

MEDICAL ECOLOGY

<i>Tarun E. I., Ryzhikova V. V., Kostyukovets S. A., Kryzh O. S., Halavach T. N.</i> Antioxidant activity of colostrum hydrolysates and their complexes with β - and γ -cyclodextrins.....	73
<i>Petrenko S. V., Batyan A. N., Pukhteeva I. V., Petrenko M. S., Laptенок S. A.</i> Radiobiological consequences of iodine deficiency in the population of Belarus during the Chernobyl nuclear power plant disaster: incidence of thyroid diseases forty years later.....	81

INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

<i>Lahoika K. R., Fursa Yu. V., Boreiko Y. E., Piskunovich V. M.</i> Greenhouse gas emissions in the industrial sector of the Republic of Belarus: analysis and assessment	89
<i>Golovatyi S. E., Savchenko S. V., Ulashchik E. A., Kushnerevich V. D.</i> Ecological and geochemical state of floodplain soils under technogenic load: a spatiotemporal assessment	98

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.
№ 2. 2026**

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 *Л. М. Корневская*

Подписано в печать 25.06.2026.
Тираж 100 экз. Заказ 574.

Республиканское унитарное предприятие
«Информационно-вычислительный центр
Министерства финансов Республики Беларусь»
ЛП № 02330/89 от 3 марта 2014.
Ул. Кальварийская, 17, 220004, Минск.

© БГУ, 2026

**Journal
of the Belarusian State University. Ecology.
No. 2. 2026**

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 *L. M. Korenevskaya*

Signed print 25.06.2026.
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, 2026