



**ВЕСТНИК РОССИЙСКОГО УНИВЕРСИТЕТА ДРУЖБЫ НАРОДОВ.
СЕРИЯ: ЭКОЛОГИЯ И БЕЗОПАСНОСТЬ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ**

2020 Том 28 № 2

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2

<http://journals.rudn.ru/ecology>

Научный журнал

Издается с 1993 г.

Издание зарегистрировано Федеральной службой по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций (Роскомнадзор)

Свидетельство о регистрации ПИ № ФС 77-61176 от 30.03.2015 г.

Учредитель: Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Российский университет дружбы народов»

Главный редактор

Редина Маргарита Михайловна – доктор экономических наук, заведующая кафедрой прикладной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов, Москва, Россия

Члены редакционной коллегии

Калабин Геннадий Александрович – доктор химических наук, профессор, профессор кафедры системной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов, Москва, Россия

Никольский Александр Александрович – доктор биологических наук, профессор, профессор кафедры системной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов, Москва, Россия

Хаустов Александр Петрович – доктор геолого-минералогических наук, профессор, профессор кафедры прикладной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов, Москва, Россия

Хуторской Михаил Давыдович – доктор геолого-минералогических наук, профессор кафедры прикладной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов, Москва, Россия

Агнесси Валерио – директор Итало-Российского института экологических исследований и образования Университета Палермо, Палермо, Италия

Гатто Леонардо – профессор Университета Палермо, Палермо, Италия

Зоренко Татьяна Анатольевна – кандидат биологических наук, профессор биологического факультета Латвийского университета, Рига, Латвия

Седов Сергей Николаевич – профессор Института геологии Национального автономного университета Мексики, Мехико, Мексика

Чен Хи – заместитель директора Хунаньского центра по борьбе с болезнями и профилактике, Пекин, Китай

Ван Жэньцин – профессор, исполнительный директор постоянного комитета экологической ассоциации КНР, заведующий лабораторией экологии и биоразнообразия Института биологии Шаньдунского университета, Цзинань, Китай

ВЕСТНИК РОССИЙСКОГО УНИВЕРСИТЕТА ДРУЖБЫ НАРОДОВ. СЕРИЯ: ЭКОЛОГИЯ И БЕЗОПАСНОСТЬ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ

ISSN 2313-2310 (Print); ISSN 2408-8919 (Online)

4 выпуска в год (ежеквартально).

Языки: русский, английский, немецкий.

Индексация: РИНЦ, ВАК, EBSCOhost, Google Scholar, Ulrich's Periodicals Directory, WorldCat, East View, Cyberleninka, Dimensions.

Цели и тематика

Целями журнала «Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности» являются повышение эффективности научных исследований в области охраны окружающей среды и экологии человека, а также распространение современных методов исследований и новейших достижений в области рационального природопользования.

Журнал включен в Перечень рецензируемых научных изданий ВАК РФ по научным специальностям 03.02.00 Общая биология, 05.26.00 Безопасность деятельности человека, 25.00.00 Науки о Земле.

Начиная с 1993 г. в журнале публикуются результаты фундаментальных и прикладных работ ученых, преподавателей, аспирантов в виде научных статей, научных сообщений, библиографических обзоров по следующим направлениям: общая экология, природопользование, устойчивое развитие, экологическая безопасность, защита окружающей среды, экология человека, экологическая экспертиза, радиоэкология и радиационный контроль, оценка состояния окружающей среды и экологическое образование.

В журнале могут публиковаться результаты оригинальных научных исследований представителей высших учебных заведений и научных центров России и зарубежных стран в виде научных статей, научных сообщений по тематике, соответствующей направлениям журнала.

Основные рубрики журнала: экология, безопасность деятельности человека, защита окружающей среды, экология человека, биогеохимия, геоэкология, биологические ресурсы, проблемы экологического образования.

Кроме научных статей публикуется хроника научной жизни, включающая рецензии, обзоры, информацию о конференциях, научных проектах и т. д. Для привлечения к научным исследованиям и повышения качества квалификационных работ журнал предоставляет возможность публикации статей, написанных по материалам лучших магистерских работ.

Правила оформления статей, архив и дополнительная информация размещены на сайте: <http://journals.rudn.ru/ecology>

Редактор *Ю.А. Заикина*
Компьютерная верстка *Ю.А. Заикиной*

Адрес редакции:
Российская Федерация, 115419, Москва, ул. Орджоникидзе, д. 3
Тел.: +7 (495) 955-07-16; e-mail: publishing@rudn.ru

Адрес редакционной коллегии журнала «Вестник РУДН. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности»:
Российская Федерация, 113093, Москва, Подольское шоссе, д. 8, корп. 5
Тел.: +7 (495) 952-70-28; e-mail: ecoj@rudn.ru

Подписано в печать 18.11.2020. Выход в свет 25.11.2020. Формат 70×108/16.
Бумага офсетная. Печать офсетная. Гарнитура «Times New Roman».
Усл. печ. л. 8,75. Тираж 500 экз. Заказ № 453. Цена свободная.

Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования
«Российский университет дружбы народов»
Российская Федерация, 117198, Москва, ул. Миклухо-Маклая, д. 6

Отпечатано в типографии ИПК РУДН
Российская Федерация, 115419, Москва, ул. Орджоникидзе, д. 3
Тел. +7 (495) 952-04-41; e-mail: publishing@rudn.ru



RUDN JOURNAL OF ECOLOGY AND LIFE SAFETY

2020 VOLUME 28 NUMBER 2

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2

<http://journals.rudn.ru/ecology>

Founded in 1993

Founder: PEOPLES' FRIENDSHIP UNIVERSITY OF RUSSIA

EDITOR-IN-CHIEF

Margarita M. Redina – Doctor of Economics, Head of Department of Applied Ecology, Ecological Faculty, Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, Russia

EDITORIAL BOARD

Gennady A. Kalabin – Doctor of Chemical Sciences, Professor of the Department of System Ecology Ecological Faculty, Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, Russia

Alexander A. Nikolsky – Doctor of Biological Sciences, Professor, Professor of the Department of System Ecology, Ecological Faculty, Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, Russia

Alexander P. Khaustov – Doctor of Geological and Mineralogical Sciences, Professor of the Department of Applied Ecology, Ecological Faculty, Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, Russia

Michael D. Khutorskoy – Doctor of Geological and Mineralogical Sciences, Professor of the Department of Applied Ecology, Ecological Faculty, Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, Russia

Valerio Agnessi – Director of Italian-Russian for Institute Ecological Education and Research Programs of University of Palermo, Palermo, Italy

Leonardo Gatto – Professor of the University of Palermo, Palermo, Italy

Tatiana A. Zorenko – Habilitated Doctor of Biological Sciences, Professor of the Biological Faculty of the University of Latvia, Riga, Latvia

Sergey N. Sedov – Professor of the Institute of Geology UNAM, Mexico City, Mexico

Hui Cheng – Deputy Director of the Huang Chinese Center for Disease Control and Prevention, Beijing, China

Zhenzhin Wan – Professor, Executive Director of the Permanent Committee of Ecologic Association of the People's Republic of China, Head of the Laboratory of Ecology and Biodiversity of the Institute of Biology of the Shandong University, Jinan, China

RUDN JOURNAL OF ECOLOGY AND LIFE SAFETY
Published by the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University)

ISSN 2313-2310 (Print); ISSN 2408-8919 (Online)

4 issues per year.

Languages: Russian, English, Deutsch.

Indexing: Russian Index of Science Citation, Higher Attestation Commission, EBSCOhost, Google Scholar, Ulrich's Periodicals Directory, WorldCat, East View Cyberleninka, Dimensions.

Aims and Scope

An efficiency increase in the field of environmental protection and scientific research of human ecology, as well as the spread of modern methods of research and the latest achievements in the field of environmental management are the aims of RUDN Journal of Ecology and Life Safety. Since 1993 the results of fundamental and applied research of scientists, professors, postgraduate students are published in the journal in the form of scientific articles, scientific reports and bibliographic reviews. Papers are focused on general ecology, environmental management, sustainable development, environmental safety, environmental protection, human ecology, environmental impact assessment, radioecology and radiation monitoring and ecological education.

The results of original research of universities staff and Russian and foreign countries scientific centers in the form of scientific articles, scientific reports can be published in the journal. Subject of studies have to correspond to the journal scopes.

Main thematic sections: ecology, the safety of human activity, environmental defence, human ecology, biogeochemistry, geoecology, biological resources and problems of environmental education.

Chronicle of scientific events, including reviews, information about conferences, research projects, etc. are published in addition to scientific articles.

Journal allows publication of articles based on the best master's thesis for the purpose of intensification of research activity and improving the quality of qualification works.

Author guidelines, archive and other information are available on the website: <http://journals.rudn.ru/ecology>

Copy Editor *Iu.A. Zaikina*
Layout Designer *Iu.A. Zaikina*

Address of the editorial board:

3 Ordzhonikidze St, Moscow, 115419, Russian Federation
Tel.: +7 (495) 955-07-16; e-mail: publishing@rudn.ru

Address of the editorial board of RUDN Journal of Ecology and Life Safety:

8 Podolskoye shosse, bldg 5, Moscow, 113093, Russian Federation
Tel.: +7 (495) 952-70-28; e-mail: ecoj@rudn.ru

Printing run 500 copies. Open price.

Peoples' Friendship University of Russia
6 Miklukho-Maklaya St, Moscow, 117198, Russian Federation

Printed at RUDN Publishing House
3 Ordzhonikidze St, Moscow, 115419, Russian Federation
Tel.: +7 (495) 952-04-41; e-mail: publishing@rudn.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ПРОМЫШЛЕННАЯ ЭКОЛОГИЯ

- Королев В.А., Медведева О.А., Ряднова В.А., Лосенок С.А., Никитина Е.С., Королев И.В.** Анализ объемов применения производных тирама в растениеводческом комплексе Курской области 103

ГЕОЭКОЛОГИЯ

- Редина М.М., Хаустов А.П., Сянкай Ли, Кенжин Ж.Д., Силаева П.Ю.** Показатели опасности загрязнения городских почв полициклическими углеводородами на примере результатов мониторинга кампуса РУДН 112

ЗАЩИТА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

- Панков П.П., Коновалова Н.А., Бесполитов Д.В.** Изучение состава и свойств золошлаковых отходов ТЭС Забайкальского края для снижения антропогенного воздействия на окружающую среду 131
- Баева Ю.И., Камалетдинова К.Р.** Оценка жизненного состояния сосны обыкновенной в районе расположения полигона твердых коммунальных отходов «Жироскино» 142

ЭКОЛОГИЯ

- Никольский А.А., Ванисова Е.А.** Влияние человека на популяцию гималайского сурка в Непале 153
- Адельфинская Е.А., Мязин В.А.** Использование активированного торфа для рекультивации грунтов, загрязненных нефтепродуктами 160
- Arias Ordonez P.J.** Water quality assessment of La Tembladera wetland in Ecuador using Water Quality Index (Оценка качества воды водно-болотного угодья Ла Тембладера в Эквадоре на основе индекса качества воды WQI) 172
- Джиева И.Э., Черчесова С.К., Новаторов О.А., Цагаева З.К.** Зообентос реки Цраудон, бассейн реки Терек 183

CONTENTS

INDUSTRIAL ECOLOGY

- Korolev V.A., Medvedeva O.A., Ryadnova V.A., Losenok S.A., Nikitina E.S., Korolev I.V.** Analysis of thiram derivatives use in plant complex of the Kursk region 103

GEOECOLOGY

- Redina M.M., Khaustov A.P., Xiangkai Li, Kenzhin Zh.D., Silaeva P.Yu.** Hazard indicators of urban soil contamination with polycyclic hydrocarbons on the example of monitoring results of the RUDN campus 112

ENVIRONMENTAL DEFENCE

- Pankov P.P., Konovalova N.A., Bespolitov D.V.** Research of composition and properties of ash and slag waste from the Thermal Power Plant of Trans-Baikal region for decrease of anthropogenic impact on environment 131
- Baeva Yu.I., Kamaletdinova K.R.** Life condition assessment of scotch pine in the area of location of municipal solid waste landfill “Zhiroshkino” 142

ECOLOGY

- Nikolskii A.A., Vanisova E.A.** Anthropogenic impact on the Himalayan marmot population in Nepal 153
- Adelfinskaya E.A., Myazin V.A.** Use of activated peat for remediation of soils contaminated with petroleum products 160
- Arias Ordonez P.J.** Water quality assessment of La Tembladera wetland in Ecuador using Water Quality Index 172
- Dzhioeva I.E., Cherchesova S.K., Novatorov O.A., Tsagaeva Z.K.** The zoobenthos of the river Tzraudon, the Terek river basin 183

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-103-111

УДК 632.95:635.04(470.323)

Научная статья

Анализ объемов применения производных тирама в растениеводческом комплексе Курской области

В.А. Королев, О.А. Медведева, В.А. Ряднова*,
С.А. Лосенок, Е.С. Никитина, И.В. Королев

*Курский государственный медицинский университет,
Российская Федерация, 305041, Курск, ул. Карла Маркса, 3
veraan8@ya.ru

Аннотация. Воздействие на биосферу антропогенных факторов – это серьезная экологическая проблема. Сегодня одним из важных химических факторов, которые вызывают неблагоприятные изменения окружающей среды, становятся пестициды. В организм человека пестицидные препараты попадают через загрязненную гидросферу, атмосферу и продукты питания. Современный человек не способен вырастить и сохранить урожай без применения пестицидов. Проникая в организм человека, они кумулируются, тем самым способствуя созданию угрожающих ситуаций здоровью. Тем не менее современная человеческая цивилизация обойтись без них не может. Целью работы явилось изучение объемов циркуляции производных тирамового ряда, таких как виталон, витавакс, витасил, витарос, тир и ТМТД (тетраметилтиурамдисульфид) в агропромышленном комплексе Курской области за период 2007–2016 гг. Данные, полученные Курской областной станцией защиты растений и станцией агрохимической защиты «Курская», подвергались статистической обработке при помощи прикладной программы Statistica 6.0. Изучены объемы циркуляции производных тирама в АПК Курской области за десятилетний период. Исследован удельный вес фунгицидов тирамового ряда с выделением доминирующих агрохимикатов в структуре технологий возделывания семенных культур. Проведено исследование структуры посевных площадей с выделением приоритетных культур, выращиваемых в регионе, суммарное количество которых составило 80,76 %. Выполнено ранжирование региона по объемам внесения производных тирама. Изучаемые фунгицидные препараты группы тирама активно используются для выращивания агрокультур в Курской области. Выявленные районы с максимальным количеством внесения препаратов данной группы агрохимикатов в почву рассматриваются как зоны с высокой антропогенной нагрузкой и требуют разработки природоохранных мероприятий. Объемы циркуляции изучаемой группы пестицидов могут являться опасными для человека и животных, влияя на формирование соматопатологии человека.

Ключевые слова: пестициды, производные тирама, загрязнение почвы

Введение

Одной из важных проблем экологии человека является загрязнение окружающей природной среды, связанное с длительной циркуляцией поллютантов в объектах биосферы [1].

В мировом списке антропогенных загрязнителей важное место занимают пестициды. Объемы использования агрохимикатов на территории Российской Федерации в последние годы значительно увеличились, что в немалой степени обусловлено политикой импортозамещения сельскохозяйственной продукции, вследствие чего увеличивается экологическая напряженность регионов, связанная с пестицидной нагрузкой на биообъекты окружающей среды [2; 3]. При этом происходит поливекторная циркуляция токсических веществ в объектах окружающей среды, миграция по звеньям пищевых цепей с возможностью попадания с продуктами питания в организм животных и человека [4; 5]. Пестициды являются единственным загрязнителем, который осознанно вносится человеком в окружающую среду [6].

В настоящее время в связи интенсификацией аграрного производства расширяется использование пестицидных технологий и увеличивается применение высокоэффективных пестицидов нового поколения для борьбы с вредителями агрокультур [7–9]. Применение химических средств защиты растений предотвращает до 30 % потери урожайности агрокультур, которые связаны с вредителями и заболеваниями растений, а также сорняками [10; 11].

На сегодняшний день, наиболее распространенными агросредствами стали фунгицидные вещества, способные полностью или частично подавлять развитие возбудителей болезней растений [12; 13]. Эти вещества повсеместно используются на сельхозугодьях, они действуют агрессивно в отношении болезнетворных фитопатогенов, подавляя их развитие [14; 15].

Среди большого разнообразия фунгицидных препаратов в значительных объемах в агропромышленном производстве России применяются производные тирама, к которым относятся: ТМТД (тетраметилтиурамдисульфид), тир, витарос, витасил, витавакс, виталон [15]. Данные препараты используются при протравливании семян яровых и озимых зерновых культур, таких как пшеница, ячмень, рожь, кукуруза, для их защиты от комплекса грибковых болезней, включая виды головни, корневые гнили. Действие компонентов агрохимикатов обеспечивает длительную и надежную защиту [16].

Цель исследования – изучить объемы циркуляции производных тирама в Курском агропромышленном областном комплексе за временной интервал 2007–2016 гг.

Материалы и методы исследования

Исследовались результаты, полученные Курской областной станцией защиты растений и станцией агрохимической защиты «Курская» по количеству препаратов, содержащих тирам, внесенных в почву земель сельхозназначения Курской области. Оценивалась доля активного вещества, а не внесенного препарата в целом.

Данные обработаны при помощи прикладной программы Statistica 6.0.

Результаты и их обсуждение

Первым этапом стало исследование структуры посевных площадей Курской области с выделением доминирующих культур, на посевных площадях которых используются наибольшие объемы пестицидных препаратов. К числу

таких культур отнесены озимая пшеница, ячмень, однолетние и многолетние травы, кукуруза, сахарная свекла, в сумме составляющие 80,76 % (рис. 1).

В Курской области за десятилетний период 2007–2016 гг. удельный вес для производных тирама составил: ТМТД – 39,7 %, витарос – 13,9 %, вита-лон – 13 %, витавакс – 12,5 %, витасил – 10,6 % и тир – 10,3 % (рис. 2).

Результаты исследования динамики объемов внесения производных тирама в сельскохозяйственных районах Курской области за изучаемый период представлены на рис. 3.

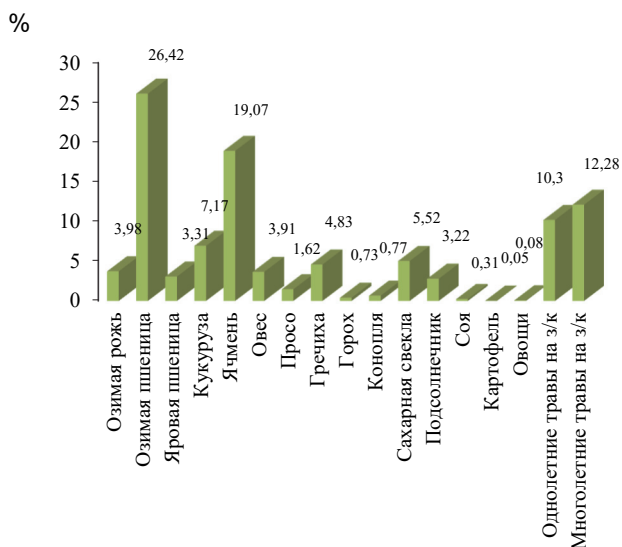


Рис. 1. Структура посевных площадей агрокультур Курской области [Figure 1. The structure of the agriculture's acreage of Kursk region]

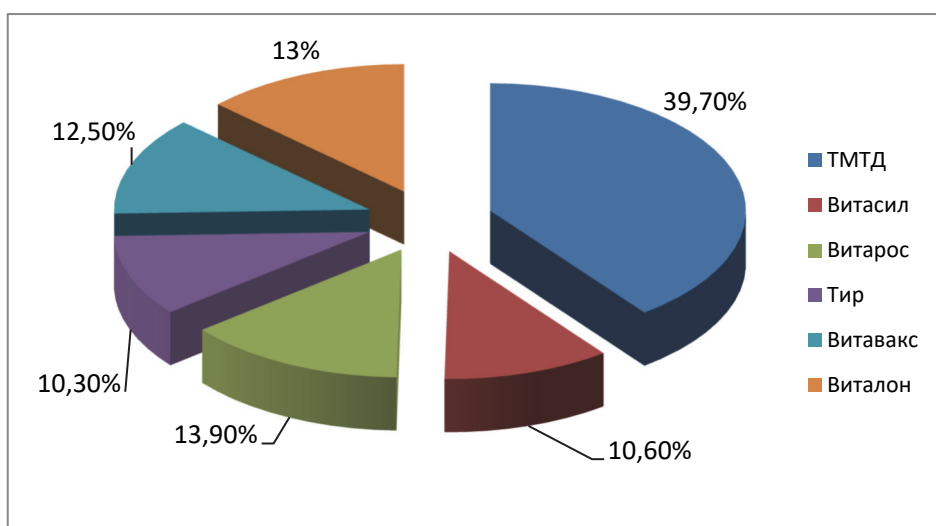


Рис. 2. Удельный вес производных тирама по объему внесения [Figure 2. The proportion of thiram's derivatives by the amount of application]

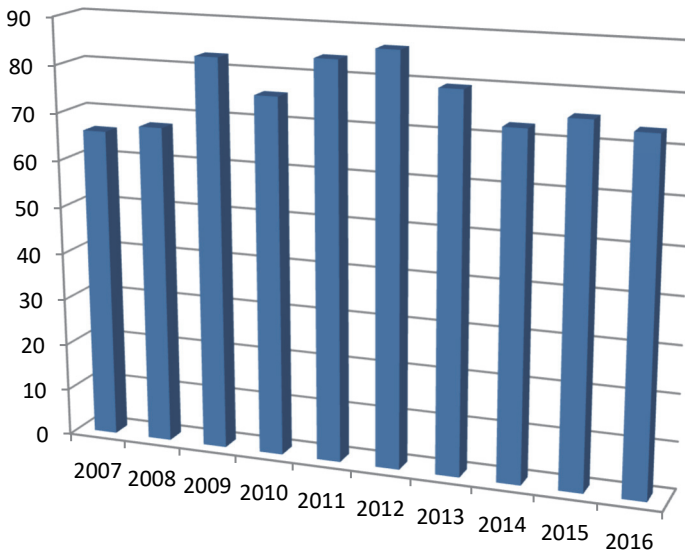


Рис. 3. Динамика объемов использования производных тирама в АПК Курской области, т
[Figure 3. The dynamic of using the amount of thiram’s derivatives applications in AIC Kursk region, tons]

При этом максимальное использование производных тирама в Курской области приходится на 2012 г. и составляет 86,54 т, а минимальное количество на 2007 г. – 66 т.

Следующим этапом исследования явилось ранжирование районов Курской области по степени загрязнения почв производными тирама (рис. 4).



Рис. 4. Объем внесения производных тирама в Курской области, т
[Figure 4. The amount of thiram’s derivatives applications in Kursk region]

К районам с максимальным использованием производных тирама относят такие, как Солнцевский – 39,82 т, Касторенский – 37,42 т, Курский – 35,29 т, Советский – 30,35 т, Коньшевский – 30,31 т, Суджанский – 30,23 т. Минимальное использование препаратов отмечено в Фатежском – 20,18 т, Обоянском – 21,14 т, Рыльском – 22,72 т, Октябрьском – 22,9 т, Глушковском – 23,4 т, Курчатовском – 23,8 т районах, остальные характеризовались средним использованием производных тирама.

Общий объем циркуляции производных тирама на территории Курской области составляет 76,4 т в год, что говорит о высоком уровне загрязнения почв области данными препаратами и возможной экологической опасности для человека.

Заключение

Препараты группы тирама широко используются в растениеводческом комплексе Курской области. Наибольшие объемы применения отмечены для препарата ТМТД (39,7 т/г), что говорит о необходимости проведения экологического мониторинга биотрансформации данного ксенобиотика в окружающей среде с оценкой экологического риска изменения состояния биоценозов и показателей здоровья населения.

Динамика использования производных тирама достаточно стабильна с максимумом внесения в 2012 г., после чего наблюдается некоторое уменьшение их использования. При этом в 2015 и 2016 гг. наблюдается тенденция увеличения их применения, что, по-видимому, связано с концепцией импортозамещения сельскохозяйственной продукции и расширения агропромышленных производств.

Районы с высокими объемами внесения производных тирама можно рассматривать как зоны с высокой антропогенной нагрузкой и использовать в качестве экологических моделей для оценки экологического риска формирования соматопатологий человека. При этом важное значение имеют посевные площади сельскохозяйственных районов области, где выращиваются яровые культуры, вегетационный период которых не позволяет почвенным микроорганизмам и ферментативным системам агрокультур осуществить полный цикл разложения ксенобиотиков тирамового ряда.

Полученные данные являются базовыми для проведения дальнейших исследований по оценке экологического риска формирования соматопатологии человека в зонах интенсивного применения фунгицидных технологий.

Список литературы

- [1] Серова Ю.В., Матросова Л.Е. Биодegradирующая способность микроорганизмов в отношении тетраметилтиурамдисульфида // Актуальные вопросы ветеринарной биологии. 2013. № 3 (19). С. 37–38.
- [2] Ильницкая А.В., Березняк И.В., Липкина Л.И., Федорова С.Г. Безопасность труда при применении пестицидов в сельском хозяйстве // Безопасность жизнедеятельности. 2006. № 1. С. 17–23.
- [3] Akiyama Y., Matsuoka T., Yoshioka N. Pesticide residues in domestic agricultural products monitored in Hyogo Prefecture, Japan, FY 1995–2009 // J. Pesticid. Science. 2011. Vol. 36. No. 1. Pp. 66–72.

- [4] *Синицкая Т.А., Малиновская Н.Н.* Токсиколого-гигиеническое обоснование допустимой суточной дозы ацетамиприда // *Гигиена и санитария*. 2016. Т. 95. № 11. С. 1055–1058.
- [5] *Брызгунова С.С., Еремина М.В.* Оценка токсикологического влияния пестицидов на организм человека // *Успехи современного естествознания*. 2011. № 8. С. 95–96.
- [6] *Королёв В.А., Иванов В.П., Шорманов В.К., Ким А.В., Юшин В.В., Кирищева Н.Е., Никитина Е.С.* Относительный экологический риск формирования детской патологии в условиях интенсивного применения фунгицида ТМТД // *Курский научно-практический вестник «Человек и его здоровье»*. 2012. № 1. С. 25–28.
- [7] *Алешин В.В., Журавлев П.В., Панасовец О.П.* Изучение в экспериментальных условиях действия пестицидов на микроорганизмы, характеризующие санитарно-эпидемиологическую безопасность водоема // *Гигиена и санитария*. 2016. Т. 95. № 8. С. 785–789.
- [8] *Говоров Д.Н., Живых А.В., Шабельникова А.А.* Применение пестицидов. Год 2013-й // *Защита и карантин растений*. 2014. № 5. С. 7–8.
- [9] *Артёмова О.В.* Риск воздействия пестицидов на работающих при авиаобработках // *Гигиена и санитария*. 2016. Т. 95. № 4. – С. 375–380.
- [10] *Квашнин Ю.А.* Государственная экологическая экспертиза и оценка воздействия пестицидов и агрохимикатов на окружающую среду // *Защита и карантин растений*. 2011. № 4. С. 65.
- [11] *Хамитова Р.Я., Мирсаитова Г.Т.* Современные тенденции в области применения пестицидов // *Гигиена и санитария*. 2014. № 4. С. 23–26.
- [12] *Попович В.В.* О некоторых новых нормативно-правовых актах в области безопасности пищевой продукции растительного происхождения и безопасного обращения с пестицидами и агрохимикатами // *Защита и карантин растений*. 2010. № 11. С. 15–16.
- [13] *Garcia-Reyes J., Jackson A., Molina-Diaz A., Cooks G.* Desorption electrospray ionization mass spectrometry for trace analysis of agrochemicals in food // *Anal. Chem.* 2009. Vol. 81. Pp. 820–829.
- [14] *Ракитский В.Н., Березняк И.В., Ильницкая А.В.* Модель оценки риска условий труда при применении пестицидов: итоги и развитие // *Гигиена и санитария*. 2016. Т. 95. № 11. С. 1041–1044.
- [15] Список пестицидов и агрохимикатов, разрешенных к применению на территории Российской Федерации. М.: Минсельхоз России, 2017.
- [16] *Амелин В.Г., Большаков Д.С., Лаврухин Д.К., Третьяков А.В.* Одновременное определение фунгицидов тирама и тебуконазола в зерне методами высокоэффективной жидкостной или мицеллярной электрокинетической хроматографии // *Известия Саратовского университета. Новая серия. Серия: Химия. Биология. Экология*. 2013. Т. 13. Вып. 1. С. 7–11.

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 07.12.2019

Дата принятия к печати: 11.02.2020

Для цитирования:

Королёв В.А., Медведева О.А., Ряднова В.А., Лосенок С.А., Никитина Е.С., Королёв И.В. Анализ объемов применения производных тирама в растениеводческом комплексе Курской области // *Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности*. 2020. Т. 28. № 2. С. 103–111. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-103-111>

Сведения об авторах:

Королев Владимир Анатольевич, доктор биологических наук, профессор, заведующий кафедрой биологии, медицинской генетики и экологии Курского государственного медицинского университета. eLIBRARY SPIN-код: 1180-1442, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-4376-4284>. E-mail: medecoll@yandex.ru

Медведева Ольга Анатольевна, доктор биологических наук, профессор кафедры микробиологии, вирусологии и иммунологии Курского государственного медицинского университета. eLIBRARY SPIN-код: 4394-4097, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-2889-155X>. E-mail: olgafrida@rambler.ru

Ряднова Вера Анатольевна, заочный аспирант кафедры биологии, медицинской генетики и экологии Курского государственного медицинского университета. E-mail: veraan8@ya.ru

Лосенок Сергей Анатольевич, доктор медицинских наук, доцент кафедры общей гигиены Курского государственного медицинского университета. eLIBRARY SPIN-код: 1807-9588, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-2991-0484>. E-mail: losenok67@mail.ru

Никитина Екатерина Сергеевна, заочный аспирант кафедры микробиологии, вирусологии и иммунологии Курского государственного медицинского университета. E-mail: kater.nikitina2012@yandex.ru

Королев Иван Владимирович, студент 4-го курса педиатрического факультета Курского государственного медицинского университета. eLIBRARY SPIN-код: 2312-4617, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-6335-4311>. E-mail: medecoll@yandex.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-103-111

Scientific article

Analysis of thiram derivatives use in plant complex of the Kursk region

**Vladimir A. Korolev, Olga A. Medvedeva, Vera A. Ryadnova*,
Sergey A. Losenok, Ekaterina S. Nikitina, Ivan V. Korolev**

*Kursk State Medical University,
3 Karla Marksa St, Kursk, 305041, Russian Federation
veraan8@ya.ru

Abstract. The impact on the biosphere of anthropogenic factors is a serious environmental problem. Today, pesticides are becoming one of the important chemical factors that cause adverse environmental changes. Pesticides enter the human body through a contaminated hydrosphere, atmosphere, and food. Modern man is not able to grow and maintain crops without the use of pesticides. Penetrating into the human body, they cumulate, thereby contributing to the creation of threatening health situations. Despite this, modern human civilization cannot do without them. The purpose of the review was to study the circulation volume of derivatives of thiram, such as vitalon, vitavaks, vitasil, vitaros, tir and TMTD (Tetramethylthiuram Disulfide) in the agricultural complex of the Kursk region for the period 2007–2016. The data obtained at the Kursk Regional Plant Protection Station, as well as agrochemical protection station “Kurskaya”, were subjected to statistical analysis using the application “Statistica 6.0”. Circulating volumes of thiram's derivatives were examined in agro-industrial complex of Kursk area over a 10-year period. The proportion of fungicides of thiram's series

with the release of agrochemicals dominant in the structure of seed crops cultivation technologies was investigated. A study of the structure of sown areas with the allocation of priority crops grown in the region was conducted, the total number of which amounted 80.76%. The ranking of the region by thiram's derivatives was made. All studied fungicidal products of thiram are widely used for the cultivation of crops in the Kursk region. Identified regions with the biggest amount of making this group of agrochemicals in the soil are treated as high anthropogenic load zone and require the development of environmental protection. The volume of circulation of the studying group of pesticides can be dangerous to humans and animals, influence the formation of peoples' somatic pathologies.

Keywords: pesticides, thiram derivatives, soil pollution

References

- [1] Serova YV, Matrosova LE. Biodegradation ability of microorganisms concerning tetramethylthiuramdisulfide. *Aktual'nye voprosy veterinarnoj biologii* [Current issues of veterinary biology]. 2013;3(19):37–38.
- [2] Ilnitskaya AV, Berezhnyak IV, Lipkina LI, Fedorova SG. Work safety in the application of pesticides in agriculture. *Bezopasnost' zhiznedeyatel'nosti* [Life safety]. 2006;(1):17–23.
- [3] Akiyama Y, Matsuoka T, Yoshioka N. Pesticide residues in domestic agricultural products monitored in Hyogo Prefecture, Japan, FY 1995–2009. *J. Pesticid. Science*. 2011; 36(1):66–72.
- [4] Sinitskaya TA, Malinovskaya NN. Toxicological-hygienic justification of the acceptable daily intake of acetamipride. *Hygiene & Sanitation (Russian Journal)*. 2016;95(11): 1055–1058.
- [5] Bryzgunova SS, Eremina MV. Assessment of the toxicological effects of pesticides on the human body. *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya* [Advances in modern natural science]. 2011;(8):95–96.
- [6] Korolev VA, Ivanov VP, Shormanov VK, Kim AV, Yushin VV, Kirischeva NE, Nikitina ES. The relative ecological risk of forming the pediatric pathology in intensive use of fungicides TMTD. *Kurskij nauchno-prakticheskij vestnik "Chelovek i ego zdorov'e"* [Kursk Scientific and Practical Bulletin "Man and his health"]. 2012;(1):25–28.
- [7] Aleshnya VV, Zhuravlev PV, Panasovets OP. A study in the experimental conditions of pesticide action on microorganisms characterizing sanitary-epidemiological safety of reservoirs. *Hygiene & Sanitation (Russian Journal)*. 2016;95(8):785–789.
- [8] Govorov DN, Jivich AV, Shabelnikov AA. Application of pesticides. Year 2014. *Zashchita i karantin rastenij* [Plant protection and quarantine]. 2014;(5):7–8.
- [9] Artemova OV. Risk of the exposure of pesticides to workers and environment during the aerial treatments. *Hygiene & Sanitation (Russian Journal)*. 2016;95(4):375–380.
- [10] Kvashnin YA. State ecological expertise and evaluation of pesticides and agrochemicals effects on the environment. *Zashchita i karantin rastenij* [Plant protection and quarantine]. 2011;(4):64–65.
- [11] Khamitova RYa, Mirsaitova GT. Current trends in the use of pesticides. *Hygiene & Sanitation (Russian Journal)*. 2014;(4):23–26.
- [12] Popovich VV. About some new regulatory legal acts in the field of food safety of plant origin and safe handling with pesticides and agrochemicals. *Zashchita i karantin rastenij* [Plant protection and quarantine]. 2010;(11):15–16.
- [13] Garcia-Reyes J, Jackson A, Molina-Diaz A, Cooks G. Desorption electrospray ionization mass spectrometry for trace analysis of agrochemicals in food. *Anal. Chem*. 2009; 81:820–829.
- [14] Rakitsky VN, Berezhnyak IV, Ilnitskaya AV. Model of the assessment of the risk of conditions of the work with the use of pesticides: results and development. *Hygiene & Sanitation (Russian Journal)*. 2016;95(11):1041–1044.

- [15] Ministry of Agriculture of Russia. *Spisok pestitsidov i agrokhimikatov, razreshennykh k primeneniyu na territorii Rossiiskoi Federatsii* [State catalog of pesticides and agrochemicals, approved for application within the territory of Russian Federation]. Moscow; 2017.
- [16] Amelin VG, Bolshakov DS, Lavrukhin DK, Tretyakov AV. Simultaneous determination of tyram fungicides and tebuconazole in grain by high performance liquid of micellar electrokinetic chromatography. *Izvestiya of Saratov University. New Series. Series: Chemistry. Biology. Ecology*. 2013;13(1):7–11.

Article history:

Received: 07.12.2019

Revised: 11.02.2020

For citation:

Korolev VA, Medvedeva OA, Ryadnova VA, Losenok SA, Nikitina ES, Korolev IV. Analysis of Thiram derivatives use in plant complex of the Kursk region. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020;28(2):103–111. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-103-111>

Bio notes:

Vladimir A. Korolev, Doctor of Biological Sciences, Professor, Head of the Department of Biology, Medical Genetics and Ecology of the Kursk State Medical University. eLIBRARY SPIN-code: 1180-1442, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-4376-4284>. E-mail: medecoll@yandex.ru

Olga A. Medvedeva, Doctor of Biological Sciences, Professor of the Department of Microbiology, Virology and Immunology of the Kursk State Medical University. eLIBRARY SPIN-code: 4394-4097, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-2889-155X>. E-mail: olgafrida@rambler.ru

Vera A. Ryadnova, correspondence graduate student of the Department of Biology, Medical Genetics and Ecology of the Kursk State Medical University. E-mail: veraan8@ya.ru

Sergey A. Losenok, Doctor of Medical Sciences, Associate Professor of the Department of General Hygiene of the Kursk State Medical University. eLIBRARY SPIN-code: 1807-9588, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-2991-0484>. E-mail: losenok67@mail.ru

Ekaterina S. Nikitina, corresponding graduate student of the Department of Microbiology, Virology and Immunology of the Kursk State Medical University. E-mail: kater.nikitina2012@yandex.ru

Ivan V. Korolev, 4th year student at the Faculty of Pediatrics of the Kursk State Medical University. eLIBRARY SPIN-code: 2312-4617, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-6335-4311>. E-mail: medecoll@yandex.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130

УДК 595.575

Научная статья

Показатели опасности загрязнения городских почв полициклическими углеводородами на примере результатов мониторинга кампуса РУДН

М.М. Редина^{1*}, А.П. Хаустов¹, С. Ли²,
Ж.Д. Кенжин¹, П.Ю. Силаева¹

¹Российский университет дружбы народов,

Российская Федерация, 117198, Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6

²Lanzhou University,

Китайская Народная Республика, Ганьсу, Ланьчжоу, Чэнгуань, Tianshui South Rd, 222

*redina-mm@rudn.ru

Аннотация. Рассмотрены характеристики опасности загрязнения городских почв полициклическими ароматическими углеводородами (нафталин (Naph), антрацен (An), фенантрен (Phen), пирен (Py), флуорантен (Flu), хризен (Chr), бенз(а)антрацен (BaA), бенз(а)пирен (BaP), бенз(б)флуорантен (BbFlu), бенз(к)флуорантен (BkFlu), дибенз(аh)-антарцен (Dba), бенз(ghi)перилен (Bghi), индено(1,2,3-сd)пирен). На примере данных мониторинга территории кампуса РУДН и прилегающего Юго-Западного лесопарка демонстрируются современные подходы к оценке опасности уровней загрязненности и экологического риска загрязнения почв (показатели RQ , суммарная относительная токсичность по BaP, канцерогенный риск, репрезентативные ПАУ). На основе критического анализа показателей загрязненности предлагаются оптимальные подходы к оценкам опасности присутствия полиаренов в почвах городских территорий. Идентифицированы ведущие источники загрязнения. Описываются различные уровни экологической опасности загрязнений почв полиаренами в различных функциональных зонах анализируемой территории. Обосновывается необходимость разработки экосистемных нормативов для городских природных комплексов с учетом индивидуальных особенностей почв, роли почвенной микробиоты, специфики использования территории и особенностей источников загрязнения.

Ключевые слова: экологический риск, почвы, загрязнение, полициклические ароматические углеводороды

Введение

Комфортность городской среды предполагает уровень загрязненности, как минимум не угрожающий здоровью. Контроль состояния городского атмосферного воздуха, водных объектов, почв, растительности, осуществляемый службами мониторинга, – один из инструментов управления качеством окружающей среды. Оценки риска здоровью населения в связи с повышен-

ными уровнями загрязнения – основа для принятия решений о возможности использования территорий по определенному назначению. В зарубежной практике экологического нормирования уже более 25 лет применяется дифференцированный подход к установлению показателей качества территорий различного назначения. В частности, широко известны нидерландские нормативы качества почв, дифференцированные ПДК для почв Италии и др.

В центре внимания данной статьи – полициклические ароматические углеводороды как загрязнители городских почв. Это маркерные вещества; их наличие указывает на источник загрязнения – определенный технологический или природный процесс [1]. Различают источники пирогенные (связанные с горением углеродсодержащих материалов), петрогенные (для них не свойственно высокотемпературное горение) и биогенные (продукты жизнедеятельности организмов. Так, для источников, наиболее часто присутствующих в городской среде, наиболее значимыми маркерами являются пирен, бенз(б)флуорантен, индено(1,2,3-сд)пирен, бенз(а)пирен (который считается наиболее представительным из всей группы ПАУ, характерным для процессов сгорания материалов). Несмотря на то, что ВаР традиционно считается представительным (проявляющим в целом те же свойства, что и прочие ПАУ), его поведение далеко не всегда аналогично поведению остальных полиаренов. В связи с этим при анализе загрязненности природных сред данной группой веществ чаще рассматривают их комплекс, а соотношения концентраций ПАУ являются индикаторными и позволяют установить источник загрязнения: определенная комбинация концентраций загрязнителей характерна для того или иного источника.

Для Москвы основным источником загрязнений атмосферного воздуха (а вместе с ним – почв, благодаря атмосферным выпадениям) является транспорт. Среди основных компонентов выбросов – продукты сгорания топлива, выбросы, обусловленные добавками к бензину (включая тяжелые металлы), широкий спектр органических соединений, а также твердые частицы (результат истирания шин, разрушения дорожного полотна и частицы грунта). Практически все компоненты выбросов в той или иной степени опасны для состояния здоровья.

В предлагаемой статье демонстрируется оценка состояния почвенно-растительного покрова на территории кампуса РУДН и в прилегающем Юго-Западном лесопарке. Территория расположена на юго-западе Москвы, в относительно комфортной части города. Однако, несмотря на отсутствие крупной промышленности, состояние природных комплексов находится под угрозой по причине высокой транспортной активности. Рассматриваемая территория окружена автодорогами с высокой интенсивностью движения: Ленинский проспект, загруженный ежедневно практически круглосуточно; улица Миклухо-Маклая, соединяющая две станции метро радиальных веток (Беляево и Юго-Западная); улицы Академика Анохина и Саморы Машела. В связи с этим представляют не только научный, но и практический интерес оценки транспортной нагрузки, построенные на методологии оценки экологических рисков. При этом на практике используются различные подходы к оценкам, в той или иной степени детально учитывающие специфику загрязнения.

Объекты исследования

Объект исследования – почвенно-растительный покров на территории кампуса РУДН и прилегающего Юго-Западного лесопарка. Использованные материалы получены в ходе проекта по экологическому мониторингу данной территории. Наблюдения начаты в 2017 г. при поддержке руководства университета [2–5]. Замеры концентраций загрязняющих веществ, уровней шума, электромагнитных излучений, радиационного фона, оценки состояния растительности, загрязненности почв и снежного покрова и другие измерения проводятся на тридцати трех точках регулярной сети мониторинга. К настоящему времени получено более 3500 данных. Проект позволил сформировать модели распространения выбросов вдоль автомобильных дорог, выявить зоны влияния транспорта, оценить последствия загрязнений для растительности. Закономерный следующий этап оценки – выявление рисков для населения в связи со сложившимся состоянием окружающей среды и ведущих факторов изменения экологической обстановки.

Состояние атмосферного воздуха анализировалось по наличию выбросов основных компонентов загрязнения: оксиды азота, оксиды углерода, углеводороды предельные (УВ), а также твердых частиц. В итоге были определены наиболее опасные для формирования атмосферных загрязнений условия. Оценки экологического риска для неблагоприятных метеоситуаций показали, что имеется вероятность превышений предельно-допустимых концентраций ряда загрязняющих веществ [6].

Учитывая, что именно атмосферные выпадения являются ведущим источником поступления загрязнений в почвы и растительные организмы, очевидно, следует ожидать повышенной нагрузки на экосистему кампуса. В данной статье оцениваются риски загрязнения почв на территории кампуса. В качестве исходных данных для оценки взяты концентрации ПАУ в почвах на тридцати трех точках мониторинга территории. Полученные модели распределения концентраций ПАУ в почвах верифицировались оценками состояния растительности и оценками потоков CO₂ на рассматриваемой территории.

Методы

Концентрации ПАУ определялись по результатам анализа состояния почвенного покрова. Пробы отбирались и анализировались согласно действующим методикам, аналогично работам, представленным в [7]. Анализ проводился в лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН [8].

Концентрации CO₂ как показатели дыхания почв определялись с помощью портативного газоанализатора ГАНК-4.

Для идентификации источников загрязнения использованы индикаторные отношения ПАУ (табл. 1). Соотношения позволяют отнести ПАУ к петрогенным (не подвергавшимся высокотемпературным преобразованиям) либо пирогенным, определить предположительный источник, удаленность источника от центральных городских районов (с высокой интенсивностью движения) и др.

Практика применения индикаторных соотношений показывает, что данные величины с определенной степенью достоверности позволяют иденти-

фицировать источники поступления не только ПАУ, но и загрязнителей, которые они «сопровождают» в потоке. Несмотря на возможные ошибки определений [1], использование *комплекса* индикаторных соотношений позволяет обеспечить удовлетворительную достоверность идентификации источника.

Уровень загрязненности почв ПАУ определялся в соответствии с градациями, предложенными в работе Б. Малишевски-Кордыбах [9]:

- при $\Sigma\text{ПАУ} < 200$ мкг/кг почвы считаются незагрязненными;
- при $\Sigma\text{ПАУ} = 200\text{--}600$ мкг/кг почвы признаются средне загрязненными;
- при $\Sigma\text{ПАУ} > 1000$ мкг/кг почва признается сильно загрязненной.

Таблица 1

Индикаторные соотношения ПАУ [10–14]

Значение для петрогенных ПАУ	Значение для пирогенных ПАУ
Фенантрен/антрацен (Ph/An)	
Ph/An > 10,0	Ph/An < 10,0. Ph/A \approx 3,0 при горении дерева и угля
Антрацен/(сумма изомеров массой 178), An/(Ph + An) или An/178	
An/(Ph + An) > 0,10 \Rightarrow дизельное масло, сланцевое масло, уголь и некоторые образцы сырой нефти	An/(Ph + An) < 0,10 \Rightarrow лигнит, выбросы дизельного топлива и мазута
Флуорантен/пирен, Flu/Py	
Flu/Py > 1,0 [15]. Flu/Py < 0,4 [16–18]	Flu/Py < 1 \Rightarrow пирогенные источники. Flu/Py < 1,4 сжигание угля. Flu/Py < 1,0 сжигание древесины. Flu/Py > 0,4 сжигание
Флуорантен/(флуорантен + пирен), Fl/(Fl + Py)	
Flu/(Flu + Py) < 0,50 \Rightarrow большинство НП и продуктов их сгорания	Flu/(Flu + Py) > 0,50 \Rightarrow сжигание керосина и травы, большинства углей и древесины; креозот
Бенз(а)антрацен/(бенз(а)антрацен + хризен (трифенилен)), BaA/228	
BaA/228 < 0,20	BaA/228 > 0,50 ПАУ – продукт сжигания. BaA/228 > 0,35
Бенз(а)пирен/бенз(g,h,i)перилен	
	BaP/Bghi > 0,6 транспортные выбросы
Индено(1,2,3-cd)пирен/индено (1,2,3-cd)пирен + бенз(ghi)перилен, IP/(IP + Bghi)	
IP/(IP + Bghi) \leq 0,20	IP/IP + Bghi > 0,5 сжигание травы, древесной сажи, древесины и угля, кустарниковые пожары. IP/IP + Bghi < 0,5 пожары в саванне; продукты сгорания нефтепродуктов и сырой нефти
Сумма пирена и флуорантена к сумме хризена и фенантрена (Py + Flu)/(Chr + Ph)	
< 0,5	> 0,5
Соотношение концентраций низкомолекулярных (НМ) и высокомолекулярных (ВМ) ПАУ	
НМ/ВМ > 1,0	НМ/ВМ < 1,0
Метилфенантрен и фенантрен (MP/P)	
MP/P > 4,0 – моторное масло	\approx 1,0 пробы уличной и городской пыли; 2 ... 6 (сжигание ископаемого топлива, технология прямого впрыска)
Сумма метилфлуорантена и метилперилена к флуорантену (Mflu + MPy)/Flu	
(MFI + MPy)/FI > 1	(MFI + MPy)/FI < 1

Table 1

PAHs indicators ratios [10–14]	
Values for the petrogenic PAHs	Values for the pyrogenic PAHs
Phenanthrene/anthracene (Ph/An)	
Ph/An > 10	Ph/An < 10. Ph/A ≈ 3 wood and coal burning
Anthracene/(sum of isomers of the molecular weight 178), An/(Ph + An) or An/178	
An/(Ph + An) > 0,10 ⇒ diesel oil, shale oil, coal, some samples of the crude oil	An/(Ph + An) < 0,10 ⇒ lignite, the emissions of diesel fuel and fuel oil
Fluoranthene/pyrene, Flu/Py	
Fl/Py > 1 [15]. Fl/Py < 0,4 [16–18]	Fl/Py < 1 ⇒ pyrogenic sources. Fl/Py < 1,4 coal burning. Fl/Py < 1,0 wood combustion. Fl/Py > 0,4 combustion
Fluoranthene/(fluoranthene + pyrene), Fl/(Fl + Py)	
Fl/(Fl + Py) < 0,50 ⇒ most oil products and products of their combustion	Fl/(Fl + Py) > 0,50 ⇒ burning of kerosene and herbs, most coal and wood; creosote
Benzo(a)anthracene/(benzo(a)anthracene + chrysene (triphenylene)), BaA/228	
BaA/228 < 0,20	BaA/228 > 0,50 ПАУ – combustion products. BaA/228 > 0,35
Benz(a)pyrene/Benz(g,h,i)perylene	
	BaP/Bghi > 0.6 transport emissions
Indeno(1,2,3-cd)pyrene/Indeno(1,2,3-cd)pyrene + benzo(ghi)perilen, IP/(IP + Bghi)	
IP/(IP + Bghi) ≈ 0,20	IP/IP + Bghi > 0,5 burning of grass, wood soot, creosote, wood and coal, bushfires. IP/IP + Bghi < 0,5 savannah burning; combustion of petroleum products and crude oil
Sum of pyrene and fluorantene/sume of chrysene and phenantrene (Py + Flu)/(Chr + Ph)	
<0,5	>0,5
The concentration ratio of low molecular weight (LMW) and high molecular weight (HMW) PAH	
LMW/HMW > 1	LMW/HMW < 1
Metilfenantren and phenanthrene (MP/P)	
MP/P > 4,0 – motor oil	≈ 1,0 streets and urban dust samples; 2 ... 6 (burning of fossil fuels, direct injection technology)
Sum of metilfluorantene and metilperilen to fluoranten (Mflu + MPy)/Flu	
(MFI + MPy)/FI > 1	(MFI + MPy)/FI < 1

Отметим, однако, что указанные уровни загрязнения автором работы предлагалось использовать для земель сельскохозяйственного назначения, поэтому для парковых территорий данная шкала может применяться лишь с большой долей условности.

Оценки экологических рисков, обусловленных загрязнением компонентов окружающей среды, возможны на основе нескольких подходов, различающихся по реципиенту риска (потенциальной жертве загрязнения): организм человека, состояние экосистемы. Рассматриваются риск возникновения определенных нежелательных эффектов у объекта воздействия (например, канцерогенный риск), риск распространения загрязнений в сопредельные среды, риск экономических потерь в связи с загрязнение и др.

В нашем случае апробирован подход к оценке риска загрязнения по методике, детально представленной в [15; 16]. Риск предложено оценивать на основе коэффициента риска RQ с учетом факторов эквивалентной токсичности:

$$RQ = C_{\text{ПАУ}} / C_{\text{QV}},$$

где $C_{\text{ПАУ}}$ – концентрация индивидуального ПАУ в почвах; C_{QV} – соответствующее критическое значение качества почв: это могут быть NC (незначительные концентрации, ниже которых возникновение побочных эффектов в окружающей среде считается незначительным) и предельно-допустимые концентрации, при этом NC принимается по [19] как ПДК/800.

Таким образом, для комплекса из шестнадцати ПАУ (включенных ЕРА в широко используемый список приоритетных для контроля веществ [20]) оценка проводится по формулам

$$RQ_{\Sigma\text{ПАУ}(NC)} = \sum_{i=1}^{16} RQ_{i(NC)}, RQ_{i(NC)} \geq 1;$$

$$RQ_{\Sigma\text{ПАУ}(ПДК)} = \sum_{i=1}^{16} RQ_{i(ПДК)}, RQ_{i(ПДК)} \geq 1.$$

Величины $RQ_{(NC)}$ и $RQ_{(MPC)}$ отдельных ПАУ, которые были не менее 1, суммируются для расчета $RQ_{\Sigma\text{РАН}(NC)}$ и $RQ_{\Sigma\text{РАН}(ПДК)}$ для всего комплекса ПАУ. Классификация экологического риска приведена в табл. 1. $RQ_{(NC)} < 1,0$ указывает, что значимость (опасность загрязнения) отдельных ПАУ может быть незначительной; $RQ_{(ПДК)} > 1,0$ – загрязнение индивидуальных ПАУ представляет серьезный риск; $RQ_{(NC)} > 1,0$ и $RQ_{(ПДК)} < 1,0$ – загрязнение индивидуальными ПАУ представляет умеренный риск.

Таблица 2

Классификация уровней экологического риска индивидуальных ПАУ и суммы ПАУ по показателям RQ [16]

Индивидуальные ПАУ			ΣПАУ		
Риск	$RQ_{(NC)}$	$RQ_{(ПДК)}$	Риск	$RQ_{\Sigma\text{ПАУ}(NC)}$	$RQ_{\Sigma\text{ПАУ}(ПДК)}$
Риск отсутствует	0	–	Риск отсутствует	=0	–
			Низкий риск	$\geq 1; < 800$	=0
Умеренный риск	≥ 1	< 1	Умеренный риск 1	≥ 800	=0
			Умеренный риск 2	< 800	≥ 1
Высокий риск	–	≥ 1	Высокий риск	≥ 800	≥ 1

Table 2

Classification of the ecological risk levels of individual PAHs and ΣPAHs based on the RQ indicators [16]

Individual PAHs			ΣPAH		
Risk	$RQ_{(NC)}$	$RQ_{(ПДК)}$	Risk	$RQ_{\Sigma\text{РАН}(NC)}$	$RQ_{\Sigma\text{РАН}(MPC)}$
No risk	0	–	No risk	=0	
			Low risk	$\geq 1; < 800$	=0
Moderate	≥ 1	< 1	Moderate 1	≥ 800	=0
			Moderate 2	< 800	≥ 1
High risk		≥ 1	High risk	≥ 800	≥ 1

Таким образом, в данном случае риск представляет собой не вероятность наступления события некоторого масштаба (обнаружения концентрации, превышающей предельно допустимую или максимальную незначущую величину), а количественную оценку опасности существующего загрязнения

относительно «критических уровней» (ПДК и *NC*). Очевидно, это и обусловило введение уровня $RQ = 0$ (отсутствие риска): с учетом тотальной распространенности ПАУ в природе признать их полное отсутствие в той или иной среде вряд ли допустимо. Строго говоря, можно утверждать не об отсутствии, а о невозможности обнаружения (концентрации ниже уровня детектирования). Подтверждение этому – вероятность значительных аналитических погрешностей и ошибок при отборе, хранении и подготовке проб (вплоть до невозможности обнаружения ПАУ в пробе).

Еще один из подходов к определению экологического риска в связи с загрязнением почв – оценки канцерогенного риска. При этом принимаются во внимание различные пути поступления канцерогенов в организм: с вдыхаемым воздухом, пищевыми продуктами, через кожный покров.

$$ILCRS_{\text{Ingestion}} = CS \cdot (CSF_{\text{Ingestion}} \cdot (BW/70)^{1/3} \cdot IR_{\text{soil}} \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot AT \cdot cf),$$

$$ILCRS_{\text{Dermal}} = CS \cdot (CSF_{\text{Dermal}} \cdot (BW/70)^{1/3} SA \cdot AF \cdot ABS \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot AT \cdot cf),$$

$$ILCRS_{\text{Inhalation}} = CS \cdot (CSF_{\text{Inhalation}} \cdot (BW/70)^{1/3} IR_{\text{air}} \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot AT \cdot PEF \cdot cf),$$

где *CS* концентрация ПАУ в почвах (мг/кг), полученная пересчетом концентраций ПАУ с учетом эквивалентной токсичности относительно ВаР [21]; *CSF* – фактор канцерогенности (мг·кг/сут), основанный на канцерогенности ВаР: *CSF*_{Ingestion}, *CSF*_{Dermal} и *CSF*_{Inhalation} для ВаР принимаются равными 7,3, 25 и 3,85 мг·кг/сут соответственно [22]; *BW* – вес тела, кг, равный условно 70 кг; *AT* – средняя продолжительность жизни, условно 70 лет; *EF* – частота воздействия, дней/год; *ED* – продолжительность воздействия, лет; *IR*_{soil} – доля поступления с поглощением, кг/день; *IR*_{air} – доля ингаляционного поступления, м³/день; *SA* – поверхностное воздействие на кожу, см²/день; *cf* – пересчетный коэффициент, 10⁶; *AF* – фактор адгезии кожи, принимается 0,00001 кг/см²; *ABS* – адсорбируемая кожей фракция [23; 24], 1,326109 м³/кг.

Суммарный риск оценивается суммированием трех перечисленных составляющих.

Однако, учитывая тип рассматриваемой территории (парковая территория, административная и жилая зоны), вряд ли такие оценки представляются целесообразными: поступление с пищевыми продуктами, выращенными на территории, исключено полностью; время вдыхания ограничивается временем пребывания непосредственно на рассматриваемой территории, при условии отсутствия снегового покрова (то есть в среднем за год) это время будет составлять в любом случае не более 1 ч/сут, что отразится в величине *ED* и на величине перкутанного поступления. Таким образом, оценка, основанная на представленном подходе, вряд ли способна отразить реальные последствия загрязнения почв, тем более что «объект риска» при расчете по данным формулам – не основной получатель нежелательных эффектов: человек присутствует на загрязненной территории только незначительную часть времени на протяжении суток.

Таким образом, с точки зрения сохранности городских экосистем гораздо больший интерес представляли бы оценки риска, в центре внимания которых – сами городские экосистемы (растительности, почвы с микробиотой и др.). Но в этом случае возникает проблема выбора критических (допустимых) уровней нагрузок: ПДК, применяемые в практике экологического нормирования, являются санитарно-гигиеническими и ориентированы, прежде всего, на состояние здоровья человека. ПДК загрязняющих веществ, учитывающие состояние растительности, разрабатывались и внедрялись в 1990-х гг. лишь в порядке эксперимента. Это были нормативы концентраций наиболее распространенных загрязняющих веществ (не ПАУ!) для наиболее распространенных растительных видов ПДК-АЛ [25]. Однако даже небольшая городская экосистема – это множество взаимосвязанных видов организмов, для каждого из которых невозможно установить отдельную ПДК каждого из более трех миллионов загрязнителей, существующих в природе. В связи с этим уже несколько десятилетий обсуждается проблема экосистемного нормирования, когда в центре внимания – состояние целой экосистемы [26].

В результате для оценки опасности загрязнения почвенного покрова полиаренами был выбран подход на основе величин RQ . Однако определенные затруднения вызвал поиск ПДК полиаренов для почв.

В связи с практически полным отсутствием ПДК ПАУ в почвах в России (за исключением ПДКбенз(а)пирена, для которого установлена концентрация ПДК, единая для всей территории страны, вне зависимости от типа почв и вида землепользования) в качестве ориентиров были взяты ПДК для территорий парков, принятые в Италии и Нидерландах [19; 27]. Отметим, что, несмотря на детализацию видов землепользования (в данном случае – выделение в отдельную категорию парковых территорий), речь идет о гигиеническом нормировании, установлении безопасных уровней воздействия с учетом специфики восприятия организмом человека.

Подчеркнем, что использованные нами значения ПДК являются санитарно-гигиеническими показателями. Их разработка предполагает установление критических уровней реакции на воздействия, которые будут безопасны прежде всего для организма человека. В качестве детального примера установления ПДК полиаренов в почвах можно привести методику [19]: определение норматива начинается с моделирования на основе подхода QSAR (установление взаимосвязи структуры вещества и его свойств) – определяется потенциальная опасность вещества в водной среде, а затем следуют подтверждения на основе экотоксикологических экспериментов и разработка нормативов ПДК почв и ПДК в донных отложениях.

Полученные оценки уровней риска сопоставлялись с классификацией по табл. 1.

Пространственное распределение величин риска загрязнения почв визуализировалось с помощью ГИС-пакета Surfer 15 (методы – обратных взвешенных расстояний, кригинг). Данные методы широко используются в практике и представлены в специальной и учебной литературе.

Полученные оценки верифицировались сопоставлением с модельными и натурными данными о суммарном антропогенном давлении на территорию кампуса при загрязнении атмосферы.

Результаты и обсуждение

Анализ концентраций ПАУ на тридцати трех точках мониторинга позволил выявить две точки с аномально высокими значениями сумм ПАУ (т. 9 с Σ ПАУ = 23,936 мкг/кг и т. 28 с Σ ПАУ = 2,542 мкг/кг). На прочих точках концентрации ПАУ варьировали в пределах от 0,039 до 0,817 мкг/кг. Таким образом, следуя классификации Б. Малишевской-Кардыбах, практически на всей территории кампуса загрязнение почв ПАУ возможно отнести к категории *незагрязненных*. Однако, как уже указывалось, данная классификация не предназначена для оценок состояния городских почв или почв парковых зон, поэтому оценку можно рассматривать как предварительную.

Пространственное распределение Σ ПАУ на территории кампуса (в единицах нг/кг сухого веса) представлено на рис. 1.

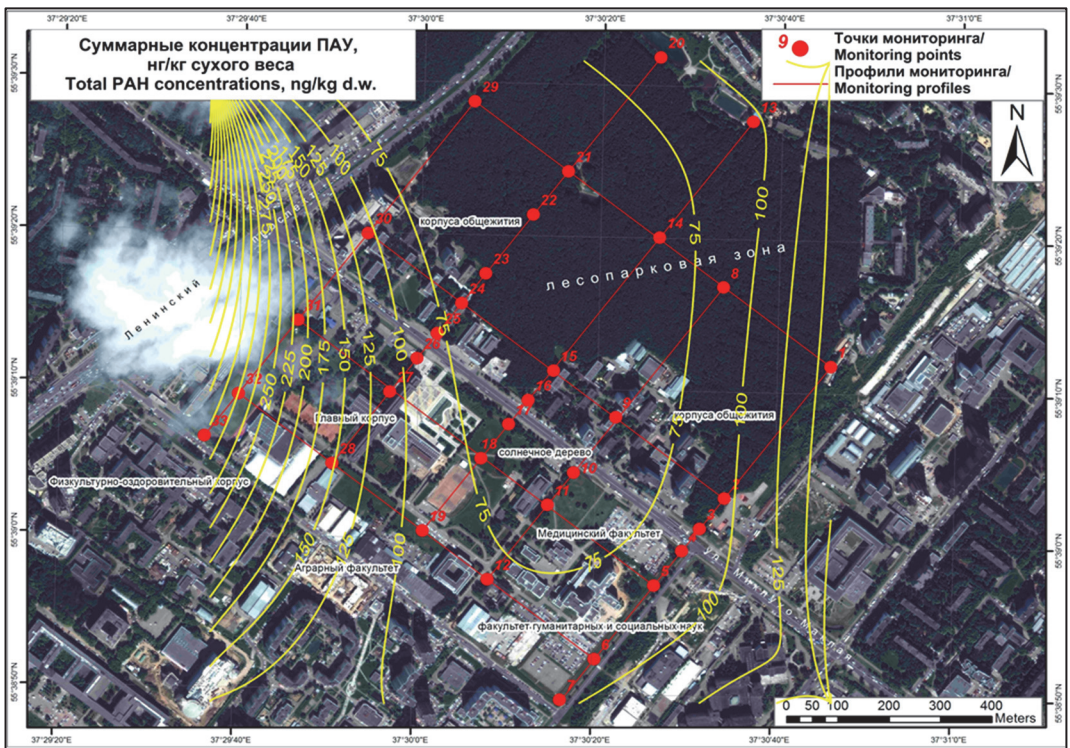


Рис. 1. Пространственное распределение концентраций Σ ПАУ
[**Figure 1.** Spatial distribution of Σ PAHs]

Как видно из схемы, максимальные уровни загрязнений «приурочены» к окраинным точкам исследуемой территории. При этом точки, находящиеся на территории лесопарка, характеризуются минимальными уровнями загрязнения, а интенсивность загрязнения явно убывает по мере удаления от основного источника – Ленинского проспекта. Данное распределение – косвенное, но весомое подтверждение вклада именно автотранспорта в формирование загрязнения территории ПАУ. Это не только непосредственно выбросы ПАУ с выхлопными газами автомобилей, но и ПАУ, оседающие на частицах шин, истирающихся при движении. Отметим, что аналогичные картины распространения загрязнений при неблагоприятных метеоусловиях были получены при моделировании рассеяния газовых примесей и твердых частиц PM_{10} ,

PM_{2.5} от автомагистрали. Оценки, проведенные в [2; 6], практически совпадают с пространственными вариациями содержаний ПАУ в почвенном покрове.

Еще одним подтверждением транспортного источника поступления ПАУ в почвы стали значения индикаторных соотношений ПАУ:

- соотношение Flu/(Flu + Py) для 90 % точек свидетельствует о пирогенном характере загрязнения, что соответствует транспортным выбросам;
- соотношение BaA/BaA + Chr подтверждает пирогенное происхождение ПАУ для 82 % точек;
- по соотношению Phen/An на 61 % точек наблюдалось пирогенное загрязнение;
- соотношение BaP/Bghi (индикатор транспортного воздействия) подтвердило выхлопы двигателей как основной источник загрязнений для 54 % точек.

Еще одно доказательство техногенного происхождения ПАУ в почвенном покрове – распределение долей индивидуальных полиаренов в ΣПАУ на точках наблюдений. Традиционно в составе ассоциаций ПАУ в случае техногенного загрязнения преобладают высокомолекулярные полиарены (5–6 ароматических колец). С этой точки зрения показательны различия состава ассоциаций ПАУ на наиболее «естественной» т. 14 (центральная часть лесопарковой зоны) и на т. 29 (максимально близка к Ленинскому проспекту). Диаграммы распределения ПАУ (рис. 2) демонстрируют значительные различия в режимах их накопления.

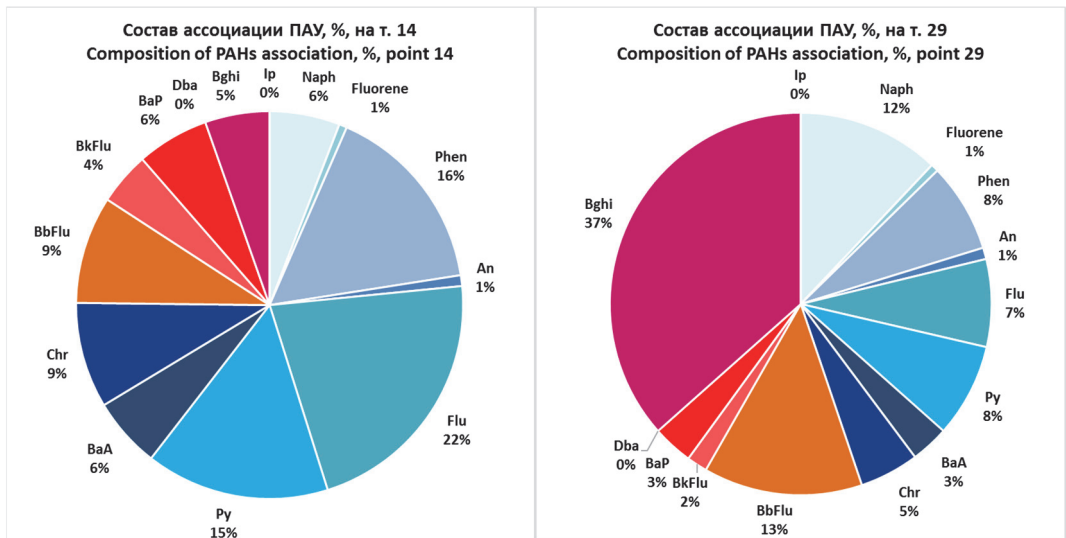


Рис. 2. Состав ассоциаций ПАУ на загрязненной и относительно чистой территориях
[Figure 2. Composition of PAHs association on the polluted and relatively clear territories]

Так, для т. 29 очевидно преобладание 5–6-кольцевых ПАУ. Среди них соотношение долей BbFlu и BkFu полностью соответствует условиям распространения ПАУ от транспортных источников при их миграции в воздушной среде. Так, в работе [28] оценена миграция ПАУ на пылевых частицах: на территории с транспортной нагрузкой концентрации BbFlu более чем в два раза превышали концентрации BkFlu, адсорбированных на частицах PM_{2.5} и PM₁₀; та же картина была характерна для фоновых территорий.

Однако преобладающим ПАУ в зоне транспортной нагрузки стал Bghi: 37 % вклада в ΣПАУ. Источником этого полиарена является в нашем случае, очевидно, деятельность автотранспорта [29]. Природная генерация Bghi почвами (вместе с Act, Py, Dba, Naph) доказывалась, например, в [30; 31]. Однако для этого необходимы восстановительные условия и наличие сильной обводненности почвенных горизонтов. Поскольку таких геохимических обстановок на изучаемой территории нет, единственным источником остается автотранспорт (выхлопы ДВС).

Перечисленные «тяжелые» ПАУ входят в список канцерогенных, хотя и не превышают по своей опасности ВаР, традиционно являющийся «эталонным токсичности».

Значения ΣПАУ и различные комбинации полиаренов внутри ассоциации на каждой точке обуславливают различные уровни рисков, определяемых по $RQ_{\text{ПДК}}$ (табл. 2).

Оценки рисков загрязнения почв индивидуальными ПАУ показали наличие $RQ_{\text{ПДК}} > 1$ на четырех точках:

$$- \text{т. 1: } RQ_{\text{BbFlu}} = RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}} = 2,63;$$

$$- \text{т. 9: } RQ_{\text{Naph}} = 1,16; RQ_{\text{Phen}} = 2,36; RQ_{\text{An}} = 3,05; RQ_{\text{Flu}} = 1,55; RQ_{\text{BaA}} = 8,98; RQ_{\text{BbFlu}} = 27,67; RQ_{\text{BaP}} = 9,81; RQ_{\text{DBa}} = 1,24; RQ_{\text{IP}} = 19,15; RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}} = 75;$$

$$- \text{т. 10: } RQ_{\text{BbFlu}} = RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}} = 1,13;$$

$$- \text{т. 28: } RQ_{\text{BbFlu}} = 3,92; RQ_{\text{BaP}} = 1,68; RQ_{\text{IP}} = 3,05; RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}} = 8,66.$$

Перечисленные точки приурочены к объектам по обслуживанию транспортных средств, местам расположения парковок. Для них уровень риска, рассчитанный по отношению к ПДК, определяется как «высокий». Суммарные оценки загрязненности почв на этих точках также свидетельствуют о высоком уровне загрязнения.

Однако это лишь четыре точки из тридцати трех, причем по отношению к остальным пунктам мониторинга т. 9 и 28 выглядят явно аномальными. Оценить «поле риска» на рассматриваемой территории всего лишь по четырем точкам становится затруднительным. Поэтому оценка пространственного распределения показателя RQ на территории кампуса далее проведена с некоторым отступлением от оригинальной методики [16]: были просуммированы значения $RQ_{\text{ПАУ(ПДК)}}$ для всех рассмотренных четырнадцати ПАУ (а не только для тех, где наблюдалось $RQ_{\text{ПАУ}} \geq 1$), то есть получены оценки $RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}}$ для всех тридцати трех точек по всему спектру ПАУ, независимо от их генезиса (рис. 3).

Минимальные значения характеристики суммарного риска загрязнения почв ПАУ характерны для парковой зоны. Точки, расположенные вблизи Ленинского проспекта, характеризуются более высокими значениями риска (различия – до восьми раз даже с учетом сглаживания при аппроксимации). Однако суммирование значений RQ не позволяет подчеркнуть техногенный характер загрязнения (выделить техногенную составляющую в суммарной величине RQ) благодаря учету всего спектра ПАУ. Поэтому нами выбран яркий представитель ПАУ техногенного генезиса, связанный с активностью транспорта, – BbFlu. Обращаясь к рис. 2, можно отметить, что соотношение BbFlu и BkFlu в различных зонах кампуса близко к распределениям, выявленным в [32]. BbFlu представляет также интерес и сам по себе, как выраженный канцероген и геохимический маркер (рис. 4).

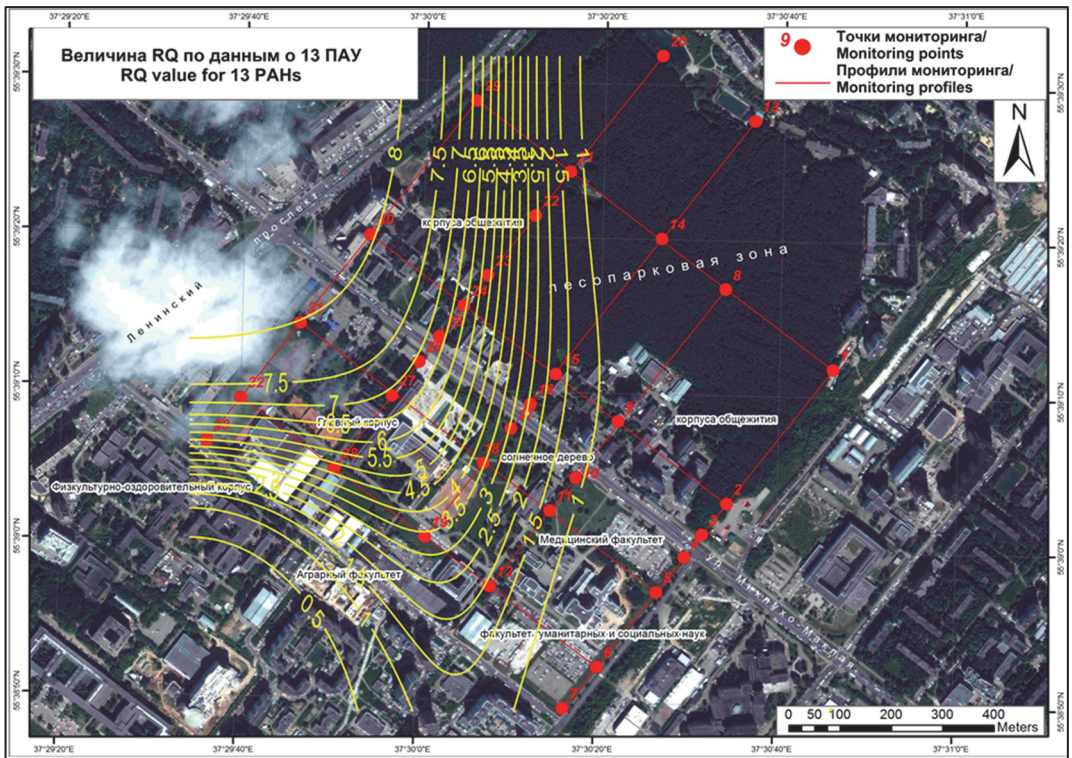


Рис. 3. Распределение суммарного показателя опасности загрязнения почв $RQ_{\Sigma PAH(ПДК)}$ [Figure 3. Distribution of the total indicator of hazard of soil pollution $RQ_{\Sigma PAH(MPC)}$]

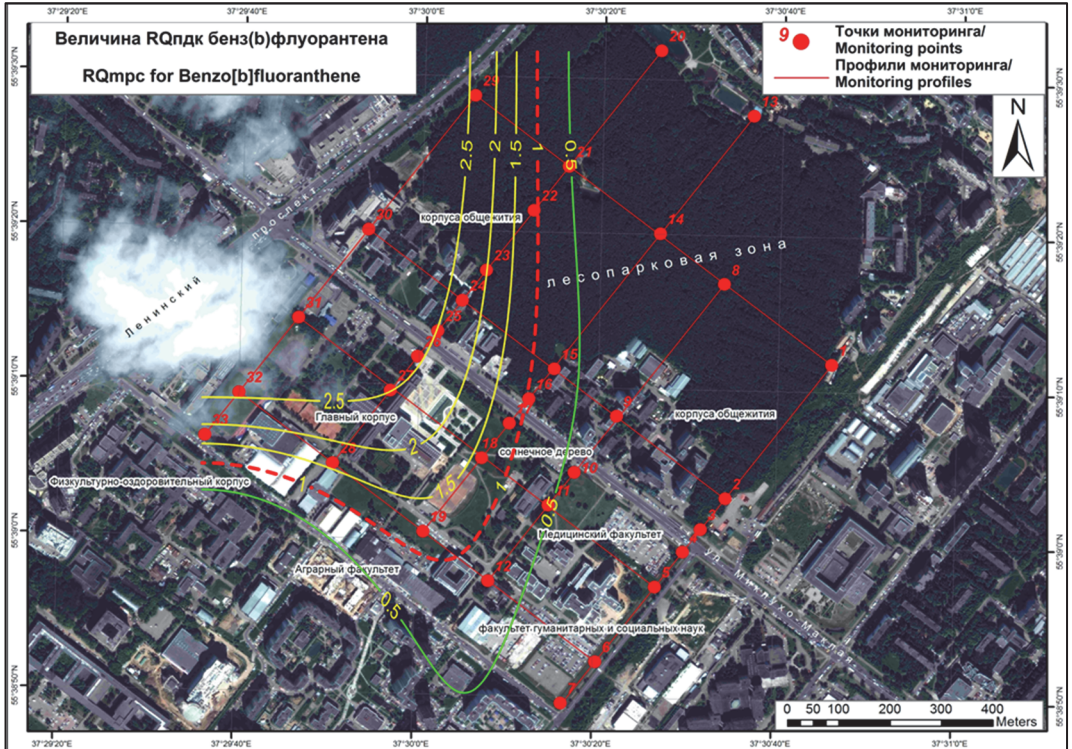


Рис. 4. Пространственное распределение показателя риска загрязнения почв бенз(б)флуорантеном [Figure 4. Spatial distribution of the risk indicator for soil contamination by benzo[b]fluoranthene]

На схеме видна зона, где характеристика $RQ < 1$: это большая часть лесопарковой зоны и территории кампуса. Такая конфигурация поля концентраций также подтверждает ведущую роль атмосферного переноса ПАУ от автомагистралей: основным источником является Ленинский проспект, а с учетом преобладания потоков воздушных масс с северо-востока на юго-запад вполне объяснимо смещение зоны загрязнения по направлению к югу от ул. Миклухо-Маклая и к востоку от Ленинского проспекта. Можно отметить, что пространственные распределения концентраций BbFlu и величины $RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}}$ сходны.

Оценка суммарной относительной токсичности всего комплекса ПАУ для почв рассматриваемой территории (на основе указанной токсичности по BaP) приведена на рис. 5. При расчете итогового показателя учтены концентрации всех четырнадцати рассмотренных полиаренов.

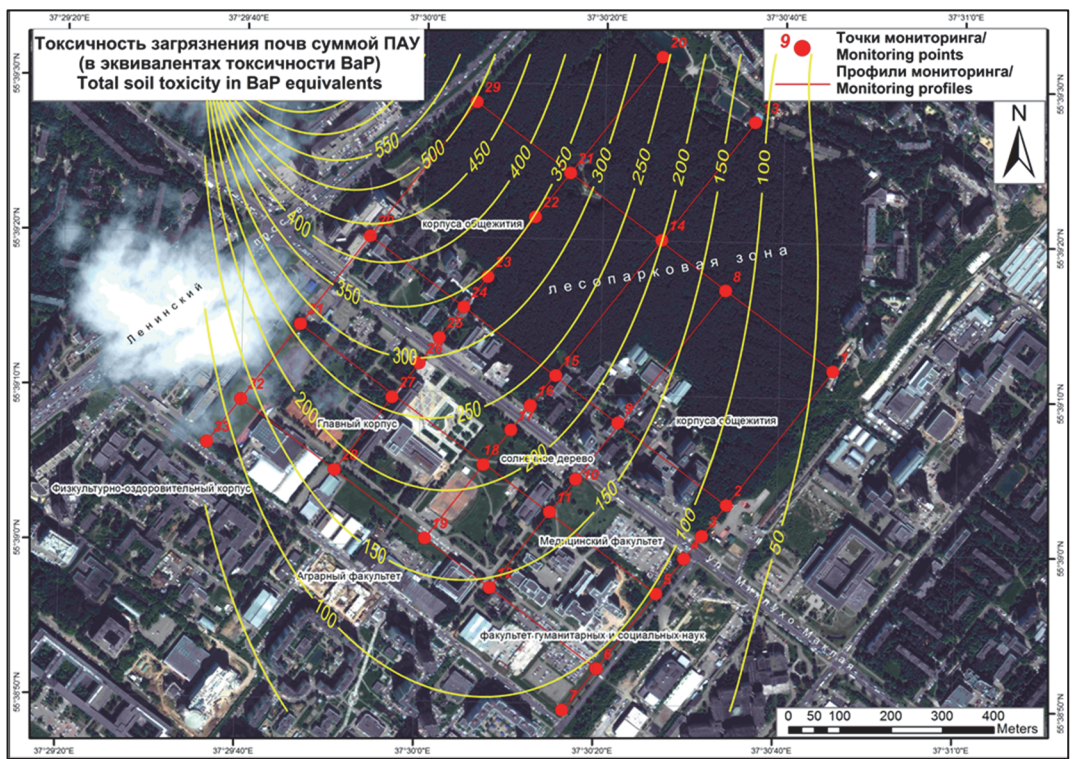


Рис. 5. Распределение характеристики суммарной токсичности (в эквивалентах к BaP) [Figure 5. Distribution of characteristics of total toxicity (in equivalents to BaP)]

Как видно из рис. 5, несмотря на различные соотношения ПАУ на точках наблюдений (рис. 2 – преобладание полиаренов, более или менее токсичных по сравнению с BaP), в целом картина распределения показателя токсичности вновь соответствует пространственному распределению основных потоков эмиссий загрязняющих веществ от транспортных источников, а также оценкам на основе RQ .

Подчеркнем, что полученные оценки пространственного распределения ПАУ в почвенном покрове требуют дальнейших наблюдений.

В частности, при прогнозировании степени опасности загрязнений необходимо принимать во внимание комплекс факторов накопления ПАУ и процессы

самоочищения почв. Значительная роль при этом должна отводиться оценкам состояния почвенной микробиоты, включая ее способность к деградации полиаренов и, соответственно, регулированию состояния экосистем в целом [17; 18].

Отдельная проблема связана с отсутствием адекватных отечественных норм состояния почвенного покрова (ПДК ПАУ). Несмотря на то что зарубежная практика нормирования ориентирована на «индивидуальный подход» (установление ПДК для отдельных ПАУ, для разных типов почв и разных типов землепользования), в отечественной практике наиболее часто применяются лишь ПДК бенз(а)пирена как «репрезентативного представителя» всей группы ПАУ. Использованные нами в данной работе нормативы ПДК разрабатывались для территорий парков (Италия) и населенных мест (Каталония). Безусловно, для городских территорий необходимо создание специализированных нормативов, а оптимальным решением (хотя и весьма трудоемким) стала бы разработка экосистемных норм с учетом специфики реципиентов загрязнения – почв и биоты в составе городских экосистем. Однако для этого необходимо определять маркерные соединения-загрязнители, репрезентативные индикаторные виды, анализировать сочетание факторов, оказывающих влияние на устойчивость индивидуальных экосистем, и собственные механизмы их устойчивости (вероятность самоочищения компонентов).

Следует также подчеркнуть, что точность оценок рисков обусловлена возможными ошибками их аналитических определений, нарушением методик отбора и хранения проб почв.

В связи с этим полученные результаты можно рассматривать как «отправной пункт» для разработки методики оценки рисков загрязнения почв на городских территориях.

Заключение

Проведенные оценки рисков загрязненности территории кампуса РУДН и прилегающего лесопарка в рамках проекта по экологическому мониторингу позволяют сделать следующие выводы.

Основным источником загрязнения почв на рассматриваемой территории является автомобильный транспорт – источник газообразных выбросов, а также пылевых частиц, на которых транспортируются ПАУ. Это подтверждается индикаторными соотношениями полиаренов, а также преобладанием в ассоциации ПАУ пирогенных соединений и непосредственно «автотранспортных» маркеров (Bghi, BbFlu).

Ведущим фактором транспорта ПАУ является атмосферный перенос (в нашем случае – на относительно небольшие расстояния). Сопоставление результатов моделирования распространения ПАУ в почвах и моделей рассеивания выбросов (NO₂, SO₂, твердые частицы) при неблагоприятных условиях показывает хорошее совпадение пространственной вариации концентраций этих веществ.

Минимальные значения рисков загрязнения почв индивидуальными ПАУ характерны для лесопарковой зоны; окраинные зоны рассмотренной территории характеризуются значительно меньшими значениями *RQ*. Достоинство данного показателя – учет относительной опасности индивидуальных

полиаренов благодаря соотношению концентрации с ПДК. Однако значительные сложности вызваны отсутствием специфических значений ПДК_{почв} индивидуальных полиаренов, которые учитывали бы тип почв и преобладающий вид землепользования.

Выявленные аномально высокие значения показателя RQ подтверждают выводы о преимущественно транспортном источнике загрязнения почв: т. 1, 9, 10, 28 связаны с транспортной инфраструктурой. Здесь расположены сервисные объекты (т. 9, 28), гараж (т. 1), парковка (т. 10). Однако для остальной территории величины рисков можно оценить как допустимые практически по всему комплексу ПАУ.

В целом дальнейшее развитие системы наблюдений за экологической ситуацией на территории кампуса и прилегающего Юго-Западного лесопарка требует детализации схемы наблюдений. Учитывая аэрогенное поступление ПАУ в почвы и различный «режим» загрязнения в разных зонах кампуса, выделенных ранее в [2; 6], необходимо дополнительное обоснование норм ПДК для оценки качества почв.

И наконец, крайне важным этапом дальнейших исследований должна стать оценка рисков для растительности на территории кампуса в связи с влиянием транспортной нагрузки. Растительные организмы подвергаются давлению как со стороны загрязненных почв, так и за счет потоков загрязнений из атмосферы. В связи с этим необходима оценка интенсивности потоков ПАУ между этими компонентами, а также установление безопасных для растительности уровней загрязнения почв и атмосферы. Итогом этих исследований должна стать разработка экосистемных нормативов загрязненности для локальной территории с учетом комплекса факторов поступления полиаренов в рассмотренную экосистему и механизмов ее самоочищения. Во внимание должны быть приняты, в частности, особенности накопления ПАУ в снежном покрове, процессы деструкции ПАУ микробиотой и под влиянием абиотических факторов (фотолиз и др.), специфика поведения биологических видов на изучаемой территории (накопление полиаренов, «буферная» роль ризосферы).

Список литературы / References

- [1] Khaustov AP, Redina MM. Geochemical Markers Based on Concentration Ratios of PAH in Oils and Oil-Polluted Areas. *Geochemistry International*. 2017;55(1):98–107.
- [2] Boeva DV, Khaustov AP. Assessment of the vehicles impact on the RUDN University campus. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2018;26(4):419–430. (In Russ.)
Боева Д.В., Хаустов А.П. Оценка влияния автотранспорта на территорию кампуса Российского университета дружбы народов // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2018. № 4. С. 419–430.
- [3] Khaustov AP, Redina MM, Aleinikova AM, Mamadzhano RKh, Silaeva PYu. The project of environmental monitoring of the campus of the Peoples' Friendship University of Russia. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2017;25(4):562–584. (In Russ.)
Хаустов А.П., Редина М.М., Алейникова А.М., Мамаджанов Р.Х., Силаева П.Ю. Проект экологического мониторинга кампуса Российского университета дружбы народов // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2017. Т. 25. № 4. С. 562–584.
- [4] Khaustov A, Redina M. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Snow Cover of Moscow (Case Study of the RUDN University Campus). *Polycyclic Aromatic Com-*

- pounds (p. 1–13). Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10406638.2019.1645707> (accessed: 29.07.2019).
- [5] Khaustov A, Redina M, Aleinikova A, Mamadzhyanov R. Green campus of the green university: the RUDN University experience. *Proceedings of 17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM2017 (29 June – 5 July, 2017)*. 2017;17(54):65–72.
- [6] Silaeva PYu, Khaustov AP. Transport load on the RUDN University campus. *Potapov Readings – 2019*. Moscow: MISI – MGSU Publ.; 2019. p. 142–146. (In Russ.)
Силаева П.Ю., Хаустов А.П. Транспортная нагрузка на кампус РУДН // Потаповские чтения – 2019. М.: Изд-во МИСИ – МГСУ, 2019. С. 142–146.
- [7] Khaustov AP, Redina MM, Yakovleva EV. Groundwater occurrences as geochemical system-forming objects (interpretation based on PAH distribution). *Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology*. 2018;(3):3–17. (In Russ.)
Хаустов А.П., Редина М.М., Яковлева Е.В. Водопроявления подземных вод как геохимические системообразующие объекты (интерпретация на основе распределения ПАУ) // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2018. № 3. С. 3–17.
- [8] Khaustov A, Redina M, Kenzhin Zh, Gabov D, Yakovleva E. Identification of the state of the soil-plant systems on the RUDN University campus (based on PAH concentrations). *E3S Web of Conferences. EDP Sciences*. 2020;169(01015):1–6.
- [9] Maliszewska-Kordybach B. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Appl. Geochem*. 1996;11:121–127.
- [10] Rovinsky FYa, Teplitskaya TA, Alekseeva TA. *Fonovyi monitoring polititsiklicheskih aromaticheskikh uglevodorodov [Baseline monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons]*. Leningrad: Gidrometeoizdat Publ.; 1988. (In Russ.)
Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. ФОНОВЫЙ МОНИТОРИНГ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ. Л.: Гидрометеоиздат, 1988.
- [11] Sakari M. Depositional History of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Reconstruction of Petroleum Pollution Record in Peninsular Malaysia. In: Puzyn T, Mostrag-Szlichtyng A (eds.) *Organic Pollutants Ten Years After the Stockholm Convention – Environmental and Analytical Update*. 2012. Available from: <http://www.intechopen.com/books/organic-pollutants-ten-years-after-the-stockholm-conventionenvironmental-and-analytical-update/depositional-history-of-polycyclic-aromatic-hydrocarbons-reconstructionof-petroleum-pollution-recor> (accessed: 20.12.2019).
- [12] Soclo HH, Garrigues P, Ewald M. Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Mar. Pollut. Bull*. 2000;40:387–396.
- [13] Țigănuș D, Coatu V, Lazăr L, et al. Identification of the Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from the Romanian Black Sea Sector. *Cercetări Marine*. 2010;43:187–196.
- [14] Yunker MB, Macdonald RW, Vingarzan R, et al. PAHs in the Fraser River Basin: a Critical Appraisal of PAH Ratios as Indicators of PAH Source and Composition. *Organic Geochemistry*. 2002;33:489–515.
- [15] Kalf DF, Crommentuijn T, Van De Plassche EJ. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicol. Environ. Saf*. 1997;36:89–97.
- [16] Cao ZG, Liu JL, Luan Y, et al. Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China. *Ecotoxicology*. 2010;19:827–837.
- [17] Han H, Rafiq MK, Zhou T, Xu R, Mašek O, Li X. A critical review of clay-based composites with enhanced adsorption performance for metal and organic pollutants. *Journal of Hazardous Materials*. 2019;369:780–796.
- [18] Huang H, Wu K, Khan A, Jiang Y, Ling Z, Liu P, et al. A novel *Pseudomonas gessardii* strain LZ-E simultaneously degrades naphthalene and reduces hexavalent chromium. *Bioresource technology*. 2016;207:370–378.

- [19] Kalf DF, Crommentuijn GH, Posthumus R. *Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*. Report no. 679101018. Bilthoven: National Institute of Public Health and the Environment; 1995.
- [20] *Priority Pollutant List*. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf> (accessed: 10.01.2020).
- [21] Liao CM, Chiang KC. Probabilistic risk assessment for personal exposure to carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiwanese temples. *Chemosphere*. 2006;63:1610–1619.
- [22] Wang Z, Chen JW, Qiao XL, Yang P, Tian FL, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons from urban to rural soils: a case study in Dalian, China. *Chemosphere*. 2007;68:965–971.
- [23] Peng C, Chen WP, Liao XL, Wang ME, Ouyang ZY, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environmental Pollution*. 2011;159:802–808.
- [24] USEPA. *Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of PAHUS Environmental Protection Agency*. EPA/600/R-93/089. 1993.
- [25] *Normativy kachestva okruzhayushchei prirodnoi sredy. Predel'no dopustimye kontsentratsii zagryaznyayushchikh veshchestv v atmosfernom vozdukh zon proizrastaniya lesobrazuyushchikh drevesnykh porod [Environmental quality standards. Maximum permissible concentration of pollutants in the air of the growing zones of forest-forming tree species]*: approved on May 10, 1995, by Rosleskhoz and Ministry of Natural Resources. Available from: <https://base.garant.ru/2155840/> (accessed: 22.12.2019). (In Russ.)
Нормативы качества окружающей природной среды. Предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в атмосферном воздухе зон произрастания лесобразующих древесных пород: утв. 10.05.1995 г. Рослесхозом и Минприроды. URL: <https://base.garant.ru/2155840/> (дата обращения: 22.12.2019).
- [26] Vorobeychik EL. *Ekologicheskoe normirovanie toksicheskikh nagruzok na nazemnye ekosistemy [Ecological regulation of toxic loads on terrestrial ecosystems]* (Abstract of the Dissertation of the Candidate of Biological Sciences). Yekaterinburg; 2003. (In Russ.)
Воробейчук Е.Л. Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы: автореф. дис. ... д. б. н. Екатеринбург, 2003.
- [27] Orecchio S. Contamination from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil of a botanic garden localized next to a former manufacturing gas plant in Palermo (Italy). *Journal of Hazardous Materials*. 2010;180(1–3):590–601.
- [28] Slezakova K, Castro D, Pereira MC, Morais S, et al. Influence of Traffic Emissions on the Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Outdoor Breathable Particles. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2010;60(4):393–401.
- [29] Wang Z, Fingas M, Shu YY, Sigouin L, Laudriault M, Lambert P, Turpin R, Campagna P, Mullin J. Quantitative characterization of PAHs in burn residue and soot samples and differentiation of pyrogenic PAHs from petrogenic PAHs – the 1994 mobile burn study. *Environmental Science and Technology*. 1999;33:3100–3109.
- [30] Atanassova I, Brummer GW. Polycyclic aromatic hydrocarbons of anthropogenic and biopedogenic origin in a colluviated hydromorphic soil of Western Europe. *Geoderma*. 2004;120:27–34.
- [31] Thiele S, Brummer GW. Bioformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil under oxygen deficient conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 2002;34:733–735.
- [32] Shestova EV, Nikiforov EM, Kosheleva NE, Timofeev IV. Contamination of soils of Severobaikalsk City with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Reports of Russian Scientific and Technical Society of Radio Engineering, Electronics and Communication named after A.S. Popov*. Moscow; 2019. p. 281–285. (In Russ.)
Шестова Е.В., Никуфорова Е.М., Кошелева Н.Е., Тимофеев И.В. Загрязнение полициклическими ароматическими углеводородами почв города Северобайкальска // Доклады Российского научно-технического общества радиотехники, электроники и связи имени А.С. Попова. М., 2019. С. 281–285.

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 20.02.2020

Дата принятия к печати: 08.03.2020

Для цитирования:

Редина М.М., Хаустов А.П., Ли С., Кенжин Ж.Д., Силаева П.Ю. Показатели опасности загрязнения городских почв полициклическими углеводородами на примере результатов мониторинга кампуса РУДН // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. Т. 28. № 2. С. 112–130. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130>

Сведения об авторах:

Редина Маргарита Михайловна, доктор экономических наук, доцент, заведующая кафедрой прикладной экологии Российского университета дружбы народов. IStina ResearcherID (IRID): 425375, Scopus Author ID: 36640654900, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-3169-0142>. E-mail: redina-mm@rudn.ru

Хаустов Александр Петрович, заслуженный работник высшей школы Российской Федерации, доктор геолого-минералогических наук, профессор кафедры прикладной экологии Российского университета дружбы народов. eLIBRARY SPIN-код: 7358-5798, AuthorID: 65823, IStinaResearcherID (IRID): 11610477, ResearcherID: G-4029-2014, Scopus Author ID: 15837185200, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-5338-3960>. E-mail: khaustov-ap@rudn.ru

Ли Сянкай, доктор биологии, профессор Школы наук о жизни Университета Ланжоу. E-mail: xkli@lzu.edu.cn

Кенжин Жандос Даудович, аспирант кафедры прикладной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов. ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0001-9655-8049>. E-mail: kenzhin-zhd@rudn.ru

Силаева Полина Юрьевна, старший преподаватель кафедры прикладной экологии Российского университета дружбы народов. eLIBRARY SPIN-код: 6986-0890, IStina ResearcherID (IRID): 11620907, Scopus Author ID: 57205163679, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-7090-481X>. E-mail: silaeva-pyu@rudn.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130

Scientific article

Hazard indicators of urban soil contamination with polycyclic hydrocarbons on the example of monitoring results of the RUDN campus

Margarita M. Redina^{1*}, Alexander P. Khaustov¹, Xiangkai Li², Zhandos D. Kenzhin¹, Polina Yu. Silaeva¹

¹*Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University),
6 Miklukho-Maklaya St, Moscow, 117198, Russian Federation*

²*Lanzhou University,*

222 Tianshui South Rd, Chengguan Qu, Lanzhou Shi, Gansu Sheng, People's Republic of China

**redina-mm@rudn.ru*

Abstract. The characteristics of the hazard of urban soils pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are considered: naphthalene (Naph), anthracene (An), phenanthrene (Phen), pyrene (Py), fluoranthene (Flu), chrysene (Chr), benzo(a)anthracene (BaA),

benzo[a]pyrene (BaP), benzo[b]fluoranthene (BbFlu), benzo[k]fluoranthene (BkFlu), dibenzo[ah]anthracene (DBa), benzo[ghi]perylene (Bghi), indeno[1,2,3-c,d]pyrene). On the example of monitoring data on the RUDN University campus and the adjacent South-West Forest Park, modern approaches to assessing the hazard of pollution levels and the environmental risk of soil pollution are demonstrated: *RQ* indicators, total relative toxicity in comparison to BaP, carcinogenic risk, behavior of the representative PAHs. On the basis of a critical analysis of the pollution indicators, the optimal approaches to assessing the danger of the presence of polyarenes in the soils of urban areas are demonstrated. The leading sources of pollution (influence of vehicles) were identified. Different levels of environmental hazard of polyarene soil contamination in different functional zones of the analyzed territory are demonstrated: relatively clear territory in the middle zone of the park and a specific configuration of the pollution field on the rest of the territory. The necessity of developing ecosystem standards for urban natural complexes is justified, taking into account the individual characteristics of soils, the role of soil microbiota, the specificity of the use of the territory and the characteristics of pollution sources.

Keywords: environmental risk, soil, pollution, polycyclic aromatic hydrocarbons

Article history:

Received: 22.02.2020

Revised: 08.03.2020

For citation:

Redina MM, Khaustov AP, Li X, Kenzhin ZhD, Silaeva PYu. Hazard indicators of urban soil contamination with polycyclic hydrocarbons on the example of monitoring results of the RUDN campus. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020;28(2):112–130. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130>

Bio notes:

Margarita M. Redina, Dr.Sc. (Econ.), Associate Professor, Head of the Department of Applied Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). Istina ResearcherID (IRID): 425375, Scopus Author ID: 36640654900, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-3169-0142>. E-mail: redina-mm@rudn.ru

Alexander P. Khaustov, Honored Worker of the Higher School of the Russian Federation, Dr.Sc.(Geol.), Professor of the Department of Applied Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). eLIBRARY SPIN-code: 7358-5798, AuthorID: 65823, IstinaResearcherID (IRID): 11610477, ResearcherID: G-4029-2014, Scopus Author ID: 15837185200, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-5338-3960>. E-mail: khaustov-ap@rudn.ru;

Xiangkai Li, Doctor of Biology, Professor at the School of Life Sciences of the Lanzhou University, 22. E-mail: xkli@lzu.edu.cn

Zhandos D. Kenzhin, postgraduate student of the Department of Applied Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). E-mail: kenzhin-zhd@rudn.ru

Polina Yu. Silaeva, senior lecturer of the Department of Applied Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). eLIBRARY SPIN-code: 6986-0890, IstinaResearcherID (IRID): 11620907, Scopus Author ID: 57205163679, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-7090-481X> E-mail: silaeva-pyu@rudn.ru



DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-131-141

УДК 504.05:691

Научная статья

Изучение состава и свойств золошлаковых отходов ТЭС Забайкальского края для снижения антропогенного воздействия на окружающую среду

П.П. Панков, Н.А. Коновалова*, Д.В. Бесполитов

*Забайкальский институт железнодорожного транспорта,
Российская Федерация, 672040, Чита, ул. Магистральная, 11*

**zabizht_engineering@mail.ru*

Аннотация. Рассмотрено антропогенное воздействие на окружающую среду золошлаковых отходов ТЭЦ-1 и ТЭЦ-2 (г. Читы) и ТЭЦ ПАО «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» (г. Краснокаменск). Данные отходы наносят непоправимый ущерб окружающей среде, занимают значительные площади, приводят к ухудшению экологической обстановки на прилегающих территориях. Ликвидация таких объектов накопленного вреда окружающей среде является важнейшей государственной задачей в сферах национальной экономики и охраны окружающей среды. Быстрая утилизация золошлаковых отходов возможна в дорожном строительстве (основной материалоемкой отрасли народного хозяйства) за счет крупнотоннажного прямого использования. Это позволит эффективно снизить антропогенное воздействие на окружающую среду, значительно сократить использование первичного минерального сырья. Обоснована принципиальная возможность использования зол уноса в качестве вторичного минерального сырья в составах дорожных цементогрунтов. Методами атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой, дифференциальной сканирующей калориметрией и термогравиметрией изучен состав и свойства зол уноса ТЭЦ, которые являются минеральным сырьем первого класса по удельной эффективной активности естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K), что позволяет их использовать в строительной индустрии без ограничений. Установлено, что золы уноса являются непучинистыми, по гидравлическим свойствам относятся к скрыто-активным и могут быть введены в составы дорожных цементогрунтов, модифицированных добавками различной природы.

Ключевые слова: антропогенное воздействие, объекты накопленного вреда окружающей среде, золошлаковые отходы, зола уноса, золоотвал, дорожный цементогрунт

Введение

Важнейшей экологической проблемой в настоящее время является безопасное обращение с отходами производства [1–3]. В связи с этим во всем мире отмечена тенденция снижения количества отходов и внедрение техно-

© Панков П.П., Коновалова Н.А., Бесполитов Д.В., 2020



This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License
<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

логий их безопасной утилизации [4–6]. До 90 % отходов, производимых российской угольной энергетикой, складываются в золоотвалах, а уровень их утилизации составляет лишь 10 % [7; 8]. Огромной нагрузкой для окружающей среды является пыление золоотвалов, приводящее к загрязнению грунтов, поверхностных вод, снежного покрова, изменению геохимии ландшафтов, формированию техногенного горизонта грунтовых вод и деградации почв [9–14]. Тонкодисперсная летучая зола является основным источником загрязнения окружающей среды радионуклидами, а радиоактивность воздуха и почв, прилегающих к ТЭС территорий, может в несколько раз превышать предельно допустимые значения [15; 16]. В результате наблюдается ухудшение санитарного состояния территории и отмечается снижение продуктивности сельскохозяйственных угодий. Отходы ТЭС оказывают негативное воздействие на здоровье населения, при этом на первом месте бронхит, бронхиальная астма и другие заболевания верхних дыхательных путей [17; 18]. В этой связи, в Забайкальском крае разработаны региональные проекты, утвержденные Распоряжением губернатора Забайкальского края № 497-р от 14.12.2018 г., направленные на ликвидацию наиболее опасных объектов накопленного экологического вреда. При изучении проблем управления экологическими ущербами особенно актуальным является оценка экологической ситуации на объектах накопления крупнотоннажных отходов Забайкальского края.

По составу и свойствам золошлаковые отходы следует отнести к вторичным ресурсам, что расширяет возможности их применения в различных отраслях народного хозяйства [19]. Многочисленные исследователи предлагают различные пути утилизации золошлаковых отходов, однако большая их часть востребована в строительной индустрии [20].

Цель настоящей работы заключалась в проведении анализа экологической обстановки на территориях накопления золошлаковых отходов в г. Чите и Краснокаменске, а также в изучении состава и свойств зол уноса ТЭЦ для обоснования способа их утилизации.

Материалы и методы

Топливо-энергетический комплекс Забайкальского края объединяет ряд крупных теплоэлектростанций и малых производственных котельных, работающих на бурых углях Харанорского, Татауровского и Уртуйского месторождений Забайкальского края. Золоуносы, образующиеся при сжигании Уртуйских углей, отбирали на ТЭЦ-1 и ТЭЦ-2 (г. Чита) и ТЭЦ ПАО «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» (ППГХО, г. Краснокаменск). Читинская ТЭЦ-1 эксплуатируется с 1965 г. Золоотвал расположен в 3 км западнее площадки ТЭЦ-1 и в 3 км северо-западнее озера Кенон (рис. 1).

Существующий в настоящее время гидрозолоотвал эксплуатируется с момента выхода из строя предыдущего вследствие деградации криолитозоны и разрушения дамб. Озеро Кенон, протяженностью 5,7 км и площадью 16 км², является водоемом-охладителем, а также используется для забора воды при работе системы гидрозолоудаления. С запада в озеро впадает ручей Када-

линка, длина которого составляет 27 км. Уровень воды в озере поддерживается подкачкой воды из реки Ингода. Золоотвал ТЭЦ-1 занимает площадь 1150 тыс. м². Объем гидрозолоотвала составляет 8,5 млн м³. Противофильтрационный экран на золоотвале отсутствует.



Рис. 1. Общий вид ТЭЦ-1 и золоотвала
[Figure 1. General view of CHP-1 and ash dump]

Золоотвал ТЭЦ-2 расположен на правом берегу реки Ингода на южной окраине г. Читы (рис. 2, а). Тело дамбы представлено антропогенными грунтами (суглинками, супесями, гравием, золой уноса, шлаком), а также строительным и бытовым мусором. Площадь золоотвала, емкостью 366 690 м³, составляет 59 270 м². ТЭЦ-2 запущена в эксплуатацию в октябре 1936 г.

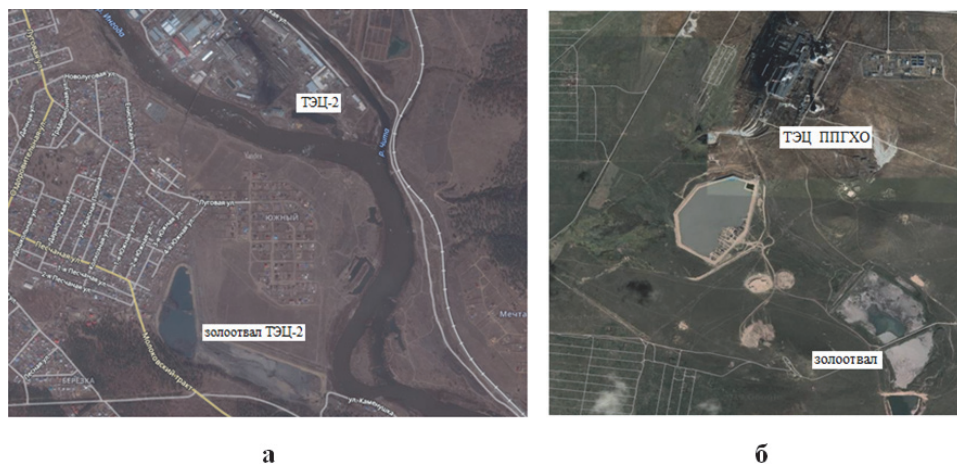


Рис. 2. Общий вид ТЭЦ и золоотвалов:
а – ТЭЦ-2 (Чита); б – ТЭЦ ПАО ППГХО (Краснокаменск)
[Figure 2. General view of CHP-1 and ash dumps:
а – CHP-2 (Chita); б – CHP (Krasnokamensk)]

ТЭЦ ПАО ППГХО является источником покрытия тепловых и электрических нагрузок промышленных предприятий и жилищно-коммунального сектора (рис. 2, б). Для технического водоснабжения используется река Аргунь. Промышленные стоки ТЭЦ подаются в систему Умыкейских озер. Площадь

золоотвала, введенного в эксплуатацию в 1972 г. и к настоящему времени накопившего 2 912 020 т отходов, составляет 4 325 544 м², глубина – 8,4 м.

Мультиэлементный анализ зол уноса выполняли методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС) с применением эмиссионного спектрометра (Optima 5300DV, 167-403 нм, PerkinElmer, США). Термическую устойчивость образцов изучали с помощью синхронного термоанализатора (STA 449F1, NETZSCH, Германия) с применением дифференциальной сканирующей калориметрии (ДСК) и термогравиметрии (ТГ). Нагревание образцов от 30 до 998 °С осуществляли в платиновых тиглях в атмосфере аргона (скорость 10 °С/мин). Исходные файлы термограмм записывали с плотностью 100 точек в минуту и обрабатывали с помощью программного обеспечения NETZSCH Proteus Analysis (v 5.2.1).

Влажность и зерновой состав зол уноса определяли по ГОСТ 8735-88, удельную поверхность частиц – на приборе Товарова Т-3 методом воздухопроницаемости, степень пучинистости отходов – на приборе УПГ-МГ4 «Грунт» по ГОСТ 28622-2012, удельную эффективную активность естественных радионуклидов в образцах – в соответствии с НРБ-99/2009 (СанПиН 2.6.1.2523-09) и ГОСТ 30108-94.

Результаты и обсуждение

По данным государственного доклада «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2018 году» количество загрязняющих веществ в атмосферном воздухе Забайкальского края составило 627,3 тыс. т. Превышены концентрации взвешенных веществ, диоксида азота, оксида углерода, диоксида серы, бенз(а)пирена с кратностью превышения ПДК 1,4, 0,8, 0,3, 0,3, 10,5, соответственно. Доля проб воды, не соответствующих гигиеническим нормативам на прилегающих к ТЭЦ территориях, составила: г. Чита – 27,2 %; г. Краснокаменск – 28,6 %.

Экологические риски от накопления золошлаковых отходов можно свести к следующим:

- пыление отвала, пылевое загрязнение в результате ветровой эрозии;
- загрязнение взвешенными частицами, изменение гидрологического режима рек Ингода, Читинка, Аргунь, озер Кенон и Умыкейских, ручья Кадалинка, ухудшение качества питьевой воды, изменение уровня грунтовых вод;
- деградация земель, изъятие земель лесного фонда, изменение ландшафта, разрушение почвенного слоя, ухудшение биопродуктивности территории;
- изменение видового состава, уничтожение флоры и фауны, изменение среды обитания, миграция животных.

Оценка риска для здоровья людей (по данным Министерства здравоохранения Забайкальского края) позволила выявить интенсивный рост болезней органов дыхания – с 357 тыс. в 2011 г. до 422 тыс. человек к началу 2019 г.

Таким образом, решение проблем ликвидации объектов накопленного вреда возможно только при условии сохранения экологического потенциала недр, которое заключается в способности поддерживать в процессе их освоения устойчивость биосферных процессов. Поэтому на первый план выходят вопро-

сы введения крупнотоннажных отходов в технологические цепочки в качестве нетрадиционного сырья с целью получения новых видов различной продукции.

Следует отметить, что внедрение комплексных технологий утилизации отходов регламентируется требованиями Федерального закона № 458-ФЗ «О внесении изменений в Федеральный закон “Об отходах производства и потребления”» от 29.12.2014 г., в котором указано о запрете захоронения отходов, в состав которых входят ценные компоненты, подлежащие утилизации. В России действуют стандарты, определяющие требования к золошлаковым отходам для их утилизации в различных секторах экономики. Аналитический обзор научных публикаций по современному состоянию проблемы утилизации золошлаковых отходов показал, что к середине XX в. научными школами разработаны методы получения дорожно-строительных материалов на основе грунта с различными вяжущими материалами. Работы по использованию золошлаковых отходов в дорожном строительстве в России начались с 1970 г., прежде всего в регионах, испытывающих дефицит щебня, песка, цемента. Наиболее эффективным является использование активных зол уноса в качестве самостоятельного медленнотвердеющего (90–360 сут) минерального вяжущего. Однако практически отсутствуют данные по применению неактивных зол уноса для получения дорожно-строительных материалов.

Пригодность золошлаковых отходов как основного сырья при производстве дорожно-строительных материалов определяется в первую очередь ограниченным содержанием в них компонентов, ухудшающих физико-механические характеристики получаемых композитов, снижающих их эксплуатационно-технические свойства и затрудняющих технологические процессы производства.

Кривые просеивания изучаемых зол уноса (ЗУ) и величины удельной активности естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) приведены на рис. 3. Величина удельной эффективной активности естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) зол уноса составляет 248–321 Бк/кг, поэтому их можно применять в строительной индустрии без ограничений.

Высокая влажность ЗУ ТЭЦ-1 ограничивает возможность ее применения, так как после сушки она спрессовывается в плотные комки, дробление которых экономически нецелесообразно. В дальнейших исследованиях ЗУ ТЭЦ-1 не применяли.

Удельная поверхность частиц ЗУ составила 460 м²/кг (при норме не менее 150 м²/кг) (ТЭЦ ППГХО) и 276 м²/кг (ТЭЦ-2). Выявлено, что ЗУ ТЭЦ-2 и ТЭЦ ППГХО являются непучинистыми и по группе активности относятся к скрыто-активным.

По результатам АЭС-ИСП, химический состав золы ТЭЦ ПАО ППГХО, ω, мас. %: 36,1 SiO₂, 10,2 Al₂O₃, 7,8 Fe₂O₃, 1,4 MgO, 0,6 Na₂O, 1,2 K₂O, 0,4 TiO₂, 0,6 SO₃, 9,4 CaO, 0,4 CaO_{св}. Исследуемая зола уноса ТЭЦ-2 представляет собой светло-серый порошок и имеет алюмосиликатный состав: ω, мас. %: 53,0 SiO₂, 20,6 Al₂O₃, 8,5 Fe₂O₃, 1,4 MgO, 0,2 Na₂O, 1,4 K₂O, 1,2 TiO₂, 0,7 SO₃, 9,2 CaO, 0,4 CaO_{св}.

Результаты исследований, полученные методами ДСК и ТГ (рис. 4), показали различное содержание углистого вещества в ЗУ ТЭЦ-2 и ТЭЦ ППГХО.

Это отражается на термограммах наличием экзоэффектов при 494 °С с 1,89 % потерей массы и 646 °С с 32,18 % потерей массы соответственно. Эндоэффект при 708 °С, сопровождаемый массовой потерей в 0,79 %, указывает на присутствие в ЗУ ТЭЦ ППГХО карбонатов щелочноземельных металлов.

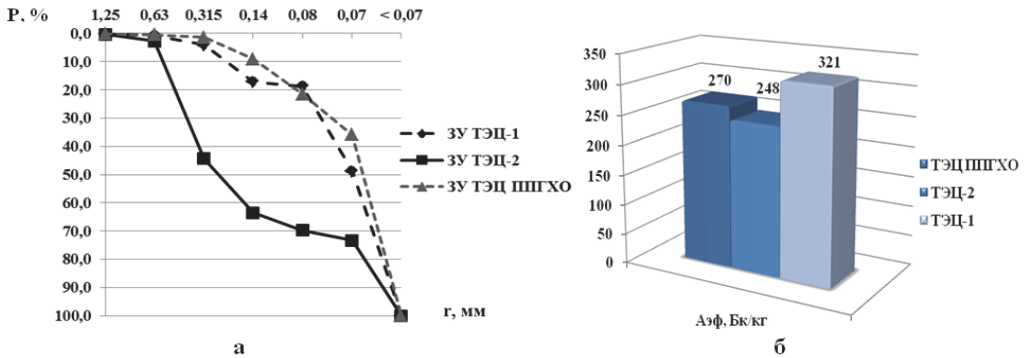


Рис. 3. Кривые просеивания зол уноса Забайкальских ТЭС (а): P – полные остатки на ситах, %; r – размеры отверстий сит, мм; величины удельной активности естественных радионуклидов ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K (б)
[Figure 3. Screening curves of fly ash of Transbaikalian TPPs (a): P – full residues on sieves, %; r – sizes of sieve holes, mm; values of the specific activity of natural radionuclides ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K (б)]

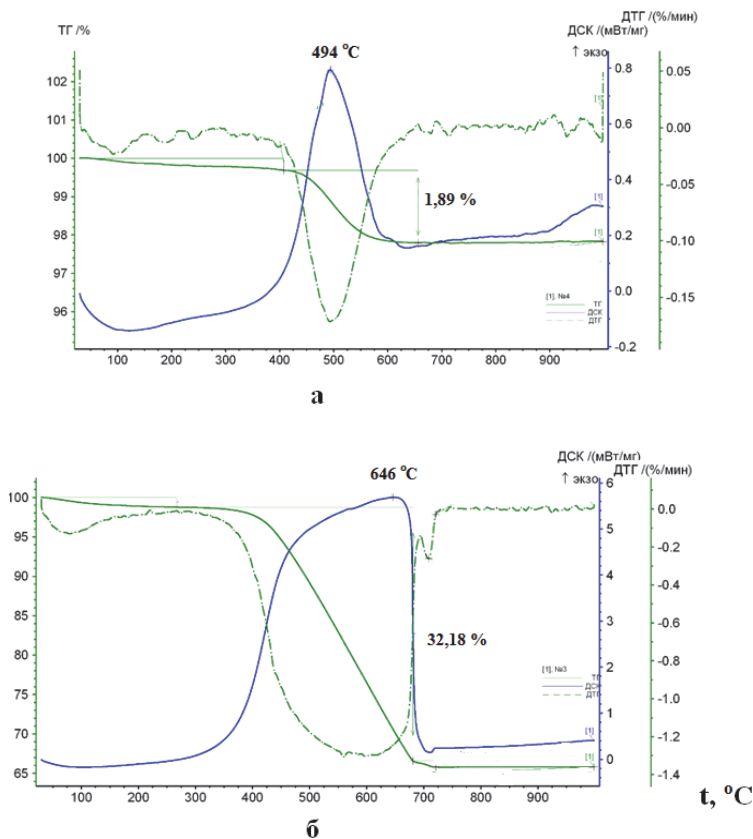


Рис. 4. Термограммы зол уноса в атмосфере воздуха:
 а – ТЭЦ-2 (Чита); б – ТЭЦ ППГХО (Краснокаменск)
[Figure 4. Thermograms of fly ash in air:
 а – CHP-2 (Chita); б – CHP (Krasnokamensk)]

Синхронный термический анализ минерального сырья позволяет сделать следующие выводы:

– наличие в ЗУ ТЭЦ ППГХО большого количества несгоревшего органического остатка в количестве более 32 %, что превышает допустимые содержания в шесть раз;

– для Читинской ТЭЦ-2 количество несгоревшего остатка находится в пределах нормы и составляет около 2 %.

Таким образом, скрыто-активные золы уноса ТЭЦ Забайкальского края, не проявляющие свойств самостоятельного медленнотвердеющего вяжущего, могут быть утилизированы в качестве наполнителя в составах дорожных цементогрунтов, модифицированных стабилизирующими добавками различной природы.

Крупнотоннажное прямое использование зол уноса ТЭЦ Забайкальского края в дорожном строительстве позволит снизить ущербы от загрязнения окружающей среды отвальными массивами. Величина предотвращенного в результате природоохранной деятельности ущерба от деградации почв и земель на территории размещения золоотвалов составит ($U_{\text{прд}}^{\text{п}}$ тыс. руб./год): 2482 (ТЭЦ-2), 179 089 (ТЭЦ ПАО ППГХО). Элементный анализ золы уноса ТЭЦ ПАО ППГХО показал превышение концентрации мышьяка и хрома. Величина предотвращенного ущерба от загрязнения земель химическими веществами составит 214 907 тыс. руб./год. Величина предотвращенного ущерба от ухудшения и разрушения почв и земель составит ($U_{\text{пр}}^{\text{п}}$ тыс. руб./год): 9928 (ТЭЦ-2), 1 074 170 (ТЭЦ ПАО ППГХО).

Заключение

Золоотвалы ТЭЦ-1, ТЭЦ-2, ТЭЦ ПАО ППГХО (Забайкальский край) являются объектами накопленного вреда окружающей среде, вызывающими гидрологические (ухудшение качества вод, инженерно-геологических свойств грунтов и их водного режима), химические (изменение состава и свойств воздуха, загрязнение вод, засоление почв) и термические (ухудшение качества воздуха, изменение биохимических процессов в экосистемах) нарушения.

Изученные золы уноса относятся к минеральному сырью первого класса по удельной эффективной активности естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K), что позволяет их использовать в строительной индустрии без ограничений.

Установлено, что непучинистые золы уноса по гидравлическим свойствам относятся к скрыто-активным и могут утилизироваться в составах дорожных цементогрунтов, модифицированных добавками различной природы.

Список литературы

- [1] *Пегов С.А.* Антропогенное воздействие на биосферу // Труды Института системного анализа Российской академии наук. 2009. Т. 42. С. 5–32.
- [2] *Bian Z., Miao X., Lei S., Chen S.-E., Wang W., Struthers S.* The Challenges of reusing mining and mineral processing wastes // Science. 2012. Vol. 337. Issue 6095. Pp. 702–703.
- [3] *Dave J.M.* Disposal of fly ash – an environmental problem // International Journal of Environmental Studies. 1986. Vol. 26. Issue 3. Pp. 191–215.

- [4] *Ma T., Sheng Y., Meng Y., Sun J.* Multistage remediation of heavy metal contaminated river sediments in a mining region based on particle size // *Chemosphere*. 2019. Vol. 225. Pp. 83–92.
- [5] *Calderón Marguez A.J., Cassettari Filho P.C., Rutkowski E.W., de Lima Isaac R.* Landfill mining as a strategic tool towards global sustainable development // *Journal of Cleaner Production*. 2019. Vol. 226. Pp. 1102–1115.
- [6] *Ram L.C., Mastro R.E.* Fly ash for soil amelioration: a review on the influence of ash blending with inorganic and organic amendments // *Earth-Science Reviews*. 2014. Vol. 128. Pp. 52–74.
- [7] *Адеева Л.Н., Борбат В.Ф.* Зола ТЭЦ – перспективное сырье для промышленности // *Вестник Омского университета*. 2009. № 2. С. 141–151.
- [8] *Игнатьева О.А., Михина Т.В.* Перспективы утилизации использования золошлаковых отходов Черепетской ГРЭС // *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2004. № 11. С. 130–131.
- [9] *Голохваст К.С., Блиновская Я.Ю., Филонова Е.А., Чайка В.В., Романова Т.Ю., Карабцов А.А., Дрозд В.А., Зубцова А.С., Васянович Ю.А.* Анализ химического состава снега в районе угольного терминала // *Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал)*. 2014. № S4–11. С. 141–145.
- [10] *Borm P.J.A.* Toxicity and occupational health hazards of coal fly ash (CFA). A review of data and comparison to coal mine dust // *Annals of Occupational Hygiene*. 1997. Vol. 41. Issue 6. Pp. 659–676.
- [11] *Ribeiro J., Silva T.F., Mendonça Filho J.G., Flores D.* Fly ash from coal combustion – an environmental source of organic compounds // *Applied Geochemistry*. 2014. Vol. 44. Pp. 103–110.
- [12] *Рыжакова Н.К., Рапута В.Ф., Рогова Н.С., Борисенко А.Л., Покровская Е.А.* Пространственное распределение химических элементов атмосферных выбросов угольной ТЭЦ // *Экология и промышленность России*. 2013. № 1. С. 52–55.
- [13] *Ксенофонтов Б.С., Буторова И.А., Козодаев А.С., Афонин А.В., Таранов Р.А.* Проблемы токсичности золошлаковых отходов // *Экология и промышленность России*. 2017. Т. 21. № 2. С. 4–9.
- [14] *Черновалова А.В., Черенцова А.А.* Сравнительная характеристика токсиндустриатов ТЭЦ Дальнего Востока // *Экология и промышленность России*. 2014. № 6. С. 51–55.
- [15] *Сидорова Г.П., Овсейчук В.А., Крылов Д.А.* Проблемы угольной энергетики, связанные с радиоактивностью углей // *Вестник ЗабГУ*. 2013. № 8 (99). С. 38–45.
- [16] *Овсейчук В.А., Крылов Д.А., Сидорова Г.П.* Радиационные выбросы от угольных ТЭС // *Вестник ЗабГУ*. 2012. № 10 (89). С. 24–29.
- [17] *Глуценко Н.Н., Ольховская И.П.* Экологическая безопасность энергетики. Свойства частиц летучей золы ТЭС, работающих на угле // *Известия РАН. Энергетика*. 2014. № 1. С. 20–27.
- [18] *Янькова В.И., Гвозденко Т.А., Голохваст К.С., Чайка В.В., Городный В.А.* Гранулометрический анализ атмосферных взвесей экологически благополучного и неблагоприятного районов Владивостока // *Здоровье. Медицинская экология. Наука*. 2014. № 2 (56). С. 62–66.
- [19] *Власова В.В., Артемова О.С., Фомина Е.Ю.* Определение направлений эффективного использования отходов ТЭС // *Экология и промышленность России*. 2017. Т. 21. № 11. С. 36–41.
- [20] *Худякова Л.И., Залуцкий А.В., Палеев П.Л.* Использование золошлаковых отходов тепловых электростанций // *XXI век. Техносферная безопасность*. 2019. № 4 (3). С. 375–391.

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 20.02.2020

Дата принятия к печати: 25.02.2020

Для цитирования:

Панков П.П., Коновалова Н.А., Бесполитов Д.В. Изучение состава и свойств золошлаковых отходов ТЭС Забайкальского края для снижения антропогенного воздействия на окружающую среду // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. Т. 28. № 2. С. 131–141. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-131-141>

Сведения об авторах:

Панков Павел Павлович, младший научный сотрудник кафедры «Техносферная безопасность» Забайкальского института железнодорожного транспорта. E-mail: pavelpankov110990@mail.ru

Коновалова Наталья Анатольевна, кандидат химических наук, доцент, ведущий научный сотрудник кафедры «Техносферная безопасность» Забайкальского института железнодорожного транспорта. E-mail: zabizht_engineering@mail.ru

Бесполитов Дмитрий Викторович, аспирант кафедры «Техносферная безопасность» Забайкальского института железнодорожного транспорта. E-mail: zabizht_engineering@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-131-141

Scientific article

Research of composition and properties of ash and slag waste from the Thermal Power Plant of Trans-Baikal region for decrease of anthropogenic impact on environment

Pavel P. Pankov, Nataliya A. Konovalova*, Dmitry V. Bespolitov

*Trans-Baikal Institute of Railway Transport,
11 Magistralnaya St, Chita, 672040, Russian Federation
zabizht_engineering@mail.ru

Abstract. The anthropogenic impact on environment of ash and slag waste of CHP 1 and CHP 2 (Chita) and CHP “Priargunsky Industrial Mining and Chemical Union” (Krasnokamensk) is considered. These wastes cause irreparable damage to the environment, occupy a significant area, lead to a deterioration of the environmental situation in the surrounding areas. Liquidation of such objects of accumulated harm to the environment is the most important state task in the areas of national economy and environmental protection. Rapid recycling of ash and slag waste is possible in road construction (the main material-intensive sector of the national economy) due to large-capacity direct use. This will effectively reduce the anthropogenic impact on the environment and significantly reduce the use of mineral raw. The principal possibility of using of fly ash as a secondary mineral raw material in compositions of road soil concrete is substantiated. The methods of atomic emission spectrometry with inductively coupled plasma, differential scanning calorimetry and thermogravimetry were used to study the composition and properties of fly ash of CHP, which is a first-class mineral raw based on the specific effective activity of natural radionuclides (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K), which allows their use in the construction industry without restrictions. It has been established that fly ash is non-porous, its hydraulic properties are classified as latent-active and can be added to road cement soils modified with additives of different nature.

Keywords: anthropogenic impact, objects of accumulated environmental harm, ash and slag waste, fly ash, ash dump, road soil concrete

References

- [1] Pegov SA. Antropogennoe vozdejstvie na biosferu [Anthropogenic impact on the biosphere]. *Trudy Instituta sistemnogo analiza Rossijskoj akademii nauk* [Proceedings of the System Analysis Institute of the Russian Academy of Sciences]. 2009;42:5–32. (In Russ.)
- [2] Bian Z, Miao X, Lei S, Chen S-E, Wang W, Struthers S. The challenges of reusing mining and mineral processing wastes. *Science*. 2012;337(6095):702–703.
- [3] Dave JM. Disposal of fly ash – an environmental problem. *International Journal of Environmental Studies*. 1986;26(3):191–215.
- [4] Ma T, Sheng Y, Meng Y, Sun J. Multistage remediation of heavy metal contaminated river sediments in a mining region based on particle size. *Chemosphere*. 2019;225:83–92.
- [5] Calderón Marguez AJ, Cassettari Filho PC, Rutkowski EW, de Lima IR. Landfill mining as a strategic tool towards global sustainable development. *Journal of Cleaner Production*. 2019;226:1102–1115.
- [6] Ram LC, Mastro RE. Fly ash for soil amelioration: a review on the influence of ash blending with inorganic and organic amendments. *Earth-Science Reviews*. 2014;128:52–74.
- [7] Adeeva LN, Borbat VF, Zola TEC – perspektivnoe syr'e dlya promyshlennosti [Power plant ash as a promising raw material for industry]. *Vestnik Omskogo universiteta* [Herald of Omsk University]. 2009;(2):141–151. (In Russ.)
- [8] Ignateva O.A., Mihina TV. Perspektivy utilizacii ispol'zovaniya zoloshlakovyh othodov Cherepetskoj GRES [Prospects for utilization of ash and slag waste from Cherepetskaya State District Electric Power Station]. *Mining informational and analytical bulletin (scientific and technical journal)*. 2004(11):130–131. (In Russ.)
- [9] Golohvast KS, Blinovskaya YaYu, Filonova EA, Chayka VV, Romanova TYu, Karabtsov AA, Drozd VA, Zubtsova AS, Vasyanovich YA. Analysis of chemical composition of snow in the area of the coal terminal. *Mining informational and analytical bulletin*. 2014;(S4–11):141–145. (In Russ.)
- [10] Borm PJA. Toxicity and occupational health hazards of coal fly ash (CFA). A review of data and comparison to coal mine dust. *Annals of Occupational Hygiene* 1997;41(6):659–676.
- [11] Ribeiro J, Silva TF, Mendonça Filho JG, Flores D. Fly ash from coal combustion – an environmental source of organic compounds. *Applied Geochemistry*. 2014;44:103–110.
- [12] Ryzhakova N, Raputa VF, Rogova NS, Borisenko AL, Pokrovskaya EA. Spatial distribution of chemical elements in air emissions of coal CHP. *Ecology and Industry of Russia*. 2013;(1):52–55. (In Russ.)
- [13] Ksenofontov B, Butorova I, Kozodaev A, Afonin A, Taranov R. Problems of Toxicity of Ash and Slag Waste. *Ecology and Industry of Russia*. 2017;21(2):4–9. (In Russ.)
- [14] Chernovalova AV, Cherentsova AA. Comparative characteristic of industrial toxins CHP of Russian Far East. *Ecology and Industry of Russia*. 2014;(6):51–55. (In Russ.)
- [15] Sidorova GP, Ovsejchuk VA, Krylov DA. Problemy ugol'noj energetiki, svyazannye s radioaktivnost'yu uglej [The problems of coal power related to the radioactivity of coal]. *Vestnik ZabGU* [Bulletin of ZabGU]. 2013;8(99):38–45. (In Russ.)
- [16] Ovsejchuk VA, Krylov DA, Sidorova GP. Radiacionnye vybrosy ot ugol'nyh TES [Radiation emissions from coal thermal power plants]. *Vestnik ZabGU* [Bulletin of ZabGU]. 2012;10(89):24–29. (In Russ.)
- [17] Glushchenko NN, Olhovskaya IP. Ekologicheskaya bezopasnost' energetiki. Svoystva chastic letuchej zoly TES, rabotayushchih na ugle. *Izvestiya RAN. Energetika*. 2014;(1):20–27. (In Russ.)
- [18] Yankova VI, Gvozdenco TA, Golokhvast KS, Chaika VV, Gorodnyi VA. Granulometric analysis of atmospheric particles from environmentally favorable and problematic areas of Vladivostok. *Health. Medicaecology. Science*. 2014;2(56):62–66. (In Russ.)
- [19] Vlasova V, Artemova O, Fomina E. Determination of Directions for the Effective Use of TPP Waste. *Ecology and Industry of Russia*. 2017;21(11):36–41. (In Russ.)
- [20] Khudyakova LI, Zalutskiy AV, Paleev PL. Use of ash and slag waste of thermal power plants. *XXI century. Technosphere Safety*. 2019;4(3):375–391. (In Russ.)

Article history:

Received: 20.02.2020

Revised: 25.02.2020

For citation:

Pankov PP, Konovalova NA, Bespolitov DV. Research of composition and properties of ash and slag waste from the Thermal Power Plant of Trans-Baikal region for decrease of anthropogenic impact on environment. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020; 28(2):131–141. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-131-141>

Bio notes:

Pavel P. Pankov, junior researcher of the Department of Technosphere Safety of the Trans-Baikal Institute of Railway Transport. E-mail: pavelpankov110990@mail.ru

Nataliya A. Konovalova, PhD in Chemistry, leading researcher of the Department of Technosphere Safety of the Trans-Baikal Institute of Railway Transport. E-mail: zabizht_engineering@mail.ru

Dmitry V. Bespolitov, graduate student of the Department of Technosphere Safety of the Trans-Baikal Institute of Railway Transport. E-mail: zabizht_engineering@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-142-152

УДК 574.3

Научная статья

Оценка жизненного состояния сосны обыкновенной в районе расположения полигона твердых коммунальных отходов «Жирошкино»

Ю.И. Баева¹, К.Р. Камалетдинова^{2*}

¹Российский университет дружбы народов,
Российская Федерация, 117198, Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6

²Российский государственный социальный университет,
Российская Федерация, 129226, Москва, ул. Вильгельма Пика, д. 4, стр. 1

*camilja@mail.ru

Аннотация. В работе с помощью метода биоиндикации проведена оценка общего жизненного состояния хвойных фитоценозов, произрастающих на различном удалении (0,25, 0,75, 1,4, 2,4 км) от полигона твердых коммунальных отходов (ТКО) «Жирошкино» (Московская область, Домодедовский район). Объект исследования – сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.) как наиболее чувствительный к действию поллютантов и часто используемый на территории России фитоиндикатор. В качестве диагностических показателей выбраны состояние генеративных органов (количество старых и новых шишек, прирост побега), класс дефолиации и депигментации; определена категория жизненного состояния и рассчитан индекс состояния древостоя. Установлено, что закрытые объекты захоронения отходов производства и потребления оказывают негативное воздействие на древостой сосны обыкновенной. Так, деревья, произрастающие на расстоянии 250 м от полигона в пределах его санитарно-защитной зоны, по индексу состояния древостоя охарактеризованы как «сильно ослабленные». При удалении от объекта захоронения ТКО зафиксирована тенденция увеличения количества здоровых деревьев в структуре фитоценозов, а их жизненное состояние оценено как «ослабленный древостой». Индекс состояния древостоя, классы дефолиации и депигментации, количество генеративных органов достигли контрольных значений (Кузьминский лесопарк, преобладающая категория «ослабленные деревья») на расстоянии 2,4 км от полигона ТКО. Однако, значения данных показателей значительно ниже фоновых (Приокско-Террасный заповедник, преобладающая категория «здоровые деревья») для всех изученных хвойных фитоценозов. Сделан вывод о возможности применения метода биоиндикации с использованием морфологических признаков сосны обыкновенной в качестве экспресс-метода оценки негативного воздействия объектов захоронения ТКО на окружающую среду.

Ключевые слова: сосна обыкновенная, оценка жизненного состояния, морфологические показатели, полигон твердых коммунальных отходов, биоиндикация

Введение

Проблема обращения с отходами производства и потребления – одна из наиболее актуальных экологических проблем современной России. Ежегодно на территории Российской Федерации образуется порядка 55–60 млн т твердых коммунальных отходов (ТКО), в Москве – 5,5 млн т, а в Московской области – около 5 млн т. При этом основным способом их утилизации (90 %) является размещение и захоронение на полигонах, в карьерах, на санкционированных и стихийных свалках [1–3].

Объекты размещения отходов, даже не используемые в течение длительного времени, являются потенциальными источниками негативного воздействия на компоненты окружающей природной среды. Основным загрязнителем атмосферного воздуха и почвенного покрова вблизи полигонов и свалок является свалочный газ (биогаз), который образуется из органической части отходов в анаэробных условиях в результате жизнедеятельности метаногенных бактерий. Это смесь более чем пятидесяти газовых компонентов, основными из которых являются метан (46–66 %), диоксид углерода (35–55 %), аммиак, оксиды азота и сероводород [4]. При этом потенциальная газопродуктивность мусорных масс составляет 280–300 м³ на тонну ТКО, а ареал рассеяния компонентов свалочного газа с полигона достигает 2,5 км [5; 6].

Следует учитывать также, что разложение отходов сопровождается выделением тепла. А это наряду с тепловым загрязнением окружающей среды может приводить к самовозгоранию мусора, которое проявляется как в виде поверхностных пожаров, так и в виде скрытого горения в глубоких горизонтах свалочного тела. При таком горении в атмосферу выделяется целый комплекс токсичных веществ, в том числе такие стойкие органические загрязнители, как диоксины и полихлорированные бифенилы [7; 8].

Загрязнение почвенного покрова в зоне влияния объектов размещения отходов обусловлено также образованием фильтрата, который содержит в себе растворенные и взвешенные токсичные органические и неорганические вещества – хлориды, сульфаты, нитраты, ПАВ, нефтепродукты, тяжелые металлы и их производные [9].

Деятельность по размещению, хранению и захоронению отходов производства и потребления негативно сказывается и на состоянии биоценозов. Так, оксид углерода, оксиды азота и серы в составе свалочного газа способны вызывать необратимые изменения в клетках и тканях растений, которые внешне проявляются в виде хлороза (побледнения листьев и хвои вследствие разрушения хлорофилла), некроза (отмирание тканей листовой пластины и ее побурение), дефолиации, угнетения роста и развития растения [10–16]. Повышенное содержание тяжелых металлов в почве и грунтовых водах также оказывают угнетающее действие на жизнедеятельность растений, приводит к дисбалансу компонентов питания, нарушению синтеза и функций многих биологически активных соединений: ферментов, витаминов, гормонов [17]. Фитотоксический эффект оказывают и продукты горения свалочного тела. Так полихлорированные бифенилы даже при их содержании в почвах в концентрациях намного ниже ПДК снижают энергию прорастания семян, сокращают длину наземной части и, соответственно, биомассу растений, снижают репродуктивный потенциал [18].

Целью настоящей работы явилась оценка состояния окружающей среды в зоне влияния закрытого полигона ТКО «Жироскино» Домодедовского района Московской области по жизненному состоянию деревьев на примере сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.).

Объекты и методы исследования

Оценка состояния деревьев *Pinus sylvestris* проводилась на четырех пробных площадках, заложенных на различном удалении от полигона ТКО «Жироскино», с учетом среднегодовой розы ветров Москвы и Московской области: 250, 750, 1400 и 2400 м. В качестве контрольной территории, на которой исключено негативное влияние объекта захоронения ТКО, но сохранены все остальные потенциальные источники загрязнения, был выбран Кузьминский лесопарк. В качестве фоновой, то есть «условно чистой», территории выступил Приокско-Террасный заповедник в силу своей удаленности от потенциальных источников атмосферного загрязнения. Согласно классификации Международного союза охраны природы (МСОП, IUCN) данный заповедник относится к категории IA. Strict nature reserve – строгий природный резерват (государственный природный заповедник), и его территория сохраняется в качестве эталона природы южного Подмосковья. При этом ближайшие к заповеднику полигоны ТКО «Лесная», «Сьяново» и «Жерновка» расположены на расстоянии порядка 10–20 км, что исключает их как прямое, так и косвенное воздействие на биоценозы особо охраняемой природной территории [19]. На каждой пробной площадке площадью 1 га случайным образом было выбрано по двадцать четыре дерева.

Таблица 1

Классы повреждения сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*) по степени дефолиации и депигментации кроны, количеству шишек и приросту побегов

Класс повреждения	Степень дефолиации, %	Степень депигментации, %	Количество шишек, шт	Прирост побегов, см
0 класс	0–10	0–10	очень много	более 15
1 класс	10–25	10–25	много	10–15
2 класс	25–60	25–60	несколько	5–10
3 класс	более 60	более 60	нет	менее 5

Table 1

Damage classes of *Pinus sylvestris* by the degree of defoliation and depigmentation of crowns, number of cones and growth of shoots

Damage class	Degree of defoliation, %	Degree of depigmentation, %	Number of cones, pieces	The growth of shoots, cm
The 0 class	0–10	0–10	very many	more than 15
The 1 st class	10–25	10–25	many	10–15
The 2 nd class	25–60	25–60	a few	5–10
The 3 rd class	more than 60	more than 60	no	less than 5

Общее жизненное состояние (ОЖС) деревьев определялось в соответствии с методикой организации и проведения работ по мониторингу лесов европейской части России по программе ICP-Forest (методика ЕЭК ООН) по следующим показателям: классы дефолиации и пожелтения кроны, количе-

ство шишек и прирост побегов (табл. 1) [16]. Категория жизненного состояния сосны обыкновенной присваивалась по методике изучения лесных сообществ В.А. Алексеева (1989) (табл. 2).

Индекс состояния древостоя рассчитывался по формуле

$$Iv = \frac{n1+0,7n2+0,4n3+0,1n4}{n},$$

где Iv – индекс жизненного состояния древостоя; $n1, n2, n3, n4$ – количество здоровых, ослабленных, сильно ослабленных и отмирающих деревьев; n – общее число деревьев.

Таблица 2

Категории жизненного состояния деревьев

Балл ОЖС	Категория жизненного состояния	Признаки повреждения
0	Здоровое дерево	Не подвержено никаким изменениям кроны и ствола; крона густая, зеленая хвоя, прирост нормальный для текущего года; лишайник на стволах хорошо развит, без следов повреждения
1	Поврежденное (ослабленное) дерево	Заметно снижение густоты кроны (30–40 %); хвоя повреждена насекомыми (более 6 %), крона светло-зеленого цвета; прирост уменьшен меньше, чем наполовину
2	Сильно поврежденное (сильно ослабленное) дерево	Снижение густоты кроны до 70 %; хвоинки поражены насекомыми; признаки некроза и хлороза; резко снижен размер прироста
3	Усыхающее дерево	Снижение густоты кроны до 20 % и меньше; верхние ветви сухие и усыхающие; хвоинки светло-зеленого, желтого, оранжевого цвета; присутствуют некрозы
4	Свежий сухостой	Дерево, погибшее в течение последнего года; на кроне не опавшие сухие хвоинки; частично заселено деревоокрашивающими грибами и вредителями стволов
5	Старый сухостой	Дерево, погибшее в течение прошлых лет; ветви и кора утрачены; полностью заселено деревоокрашивающими грибами и вредителями стволов

Table 2

Tree life status categories

Class of the vital state	Life status categories	Signs of damage
0	Healthy tree	Not subject to any changes in the crown and trunk; dense crown, green needles, normal growth for the current year; the lichen on the trunks is well developed, with no signs of damage
1	Damaged (weakened) tree	Markedly reduced crown density (30–40%); the needles are damaged by insects (more than 6%), the crown is light green in color; growth reduced by less than half
2	Badly damaged (heavily weakened) tree	Reducing crown density to 70%; needles struck by insects; signs of necrosis and chlorosis; growth rate sharply reduced
3	Drying tree	Reducing crown density to 20% or less; the upper branches are dry and drying out; needles of light green, yellow, orange; necrosis present
4	Fresh dead wood	A tree that has died in the last year; on the crown are not fallen dry needles; partially populated by wood-staining fungi and pests of trunks
5	Old dead wood	A tree that has died during the past years; branches and bark are lost; completely inhabited by wood-coloring mushrooms and pests of the trunks

При Iv , равном 1,7–0,8, состояние древостоя оценивалось как здоровое; при $Iv = 0,79–0,5$ – ослабленное (поврежденное); при $Iv = 0,49–0,2$ – сильно ослабленное (сильно поврежденное); при $Iv = 0,19–0$ – разрушенное (полностью деградированное) [17].

Статистическая обработка данных проводилась с помощью программы Microsoft Excel.

Результаты исследования и их обсуждение

Результаты проведенных исследований показали, что полигон ТКО «Жи-рошкино» оказывает негативное воздействие на состояние фитоценозов, представленных сосной обыкновенной (*Pinus sylvestris*). Классы дефолиации и депигментации деревьев в зоне влияния полигона достоверно выше (1–2 класс) по сравнению с контрольной (0–1 класс) и фоновой территориями (0 класс) (рис. 1).

У деревьев, произраставших рядом с полигоном ТКО, снижено общее количество генеративных органов (шишек) по сравнению с контрольной и фоновой площадками. При этом также отмечена тенденция увеличения их количества при удалении от полигона (рис. 2).

Кроме того, у сосен вблизи полигона на фоне снижения общего количества шишек по сравнению с контрольной и фоновой площадками наблюдалось преобладание «старых» (раскрывшихся) шишек над «новыми» (не раскрывшимися), что также свидетельствовало об их угнетенном состоянии.

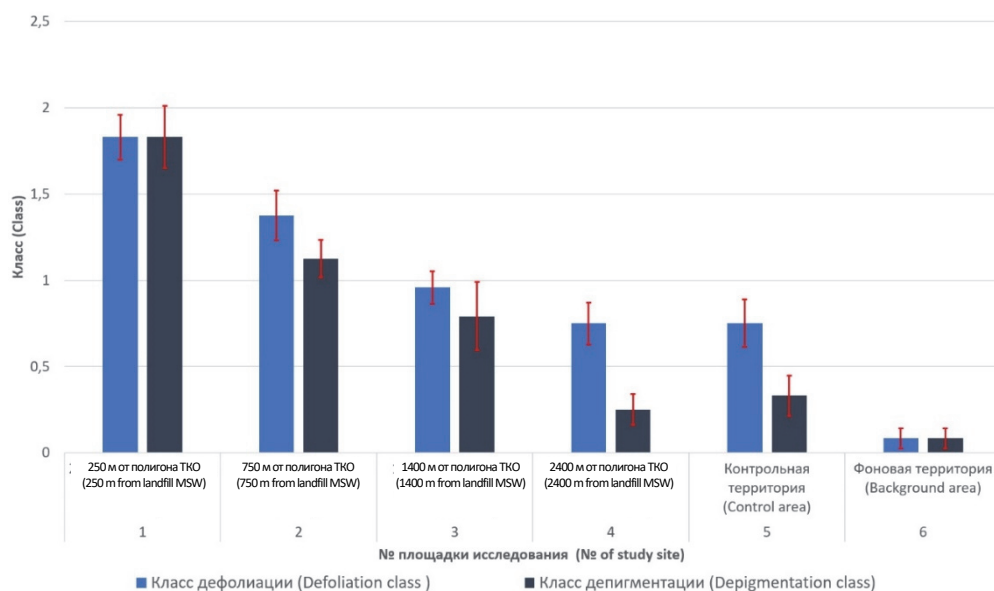


Рис. 1. Определение класса дефолиации и депигментации крон деревьев на исследуемых площадках ($p < 0,05$)

[Figure 1. Determination of the class of defoliation and depigmentation of tree crowns at the study sites ($p < 0,05$)]

Баллы общего жизненного состояния древостоя, определенные по комбинации классов дефолиации и депигментации крон деревьев, а также по состоянию генеративных органов показаны на рис. 3. Как видно из рисунка, на всех исследуемых пробных площадках присутствовали деревья с разными баллами ОЖС. Однако их соотношение различалось и напрямую зависело от расстояния до полигона захоронения отходов. Так, на расстоянии 250 м отмечено преобладание «усыхающих» деревьев с баллом ОЖС, равном 3, а также наличие «свежего сухостоя» при полном отсутствии «здоровых» де-

ревьев. По мере удаления от источника загрязнения наблюдалось снижение количества усыхающих деревьев и увеличение доли ослабленных и здоровых деревьев.

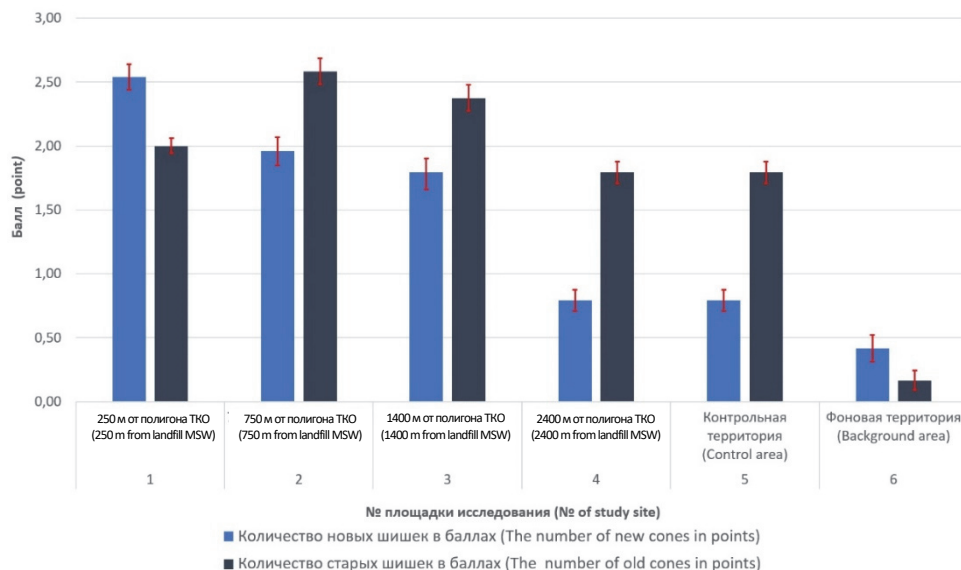


Рис. 2. Оценка состояния генеративных органов сосны обыкновенной на исследуемых площадках ($p < 0,05$)
[Figure 2. Evaluation of the state of the generative organs of *Pinus sylvestris* at the studied sites ($p < 0,05$)

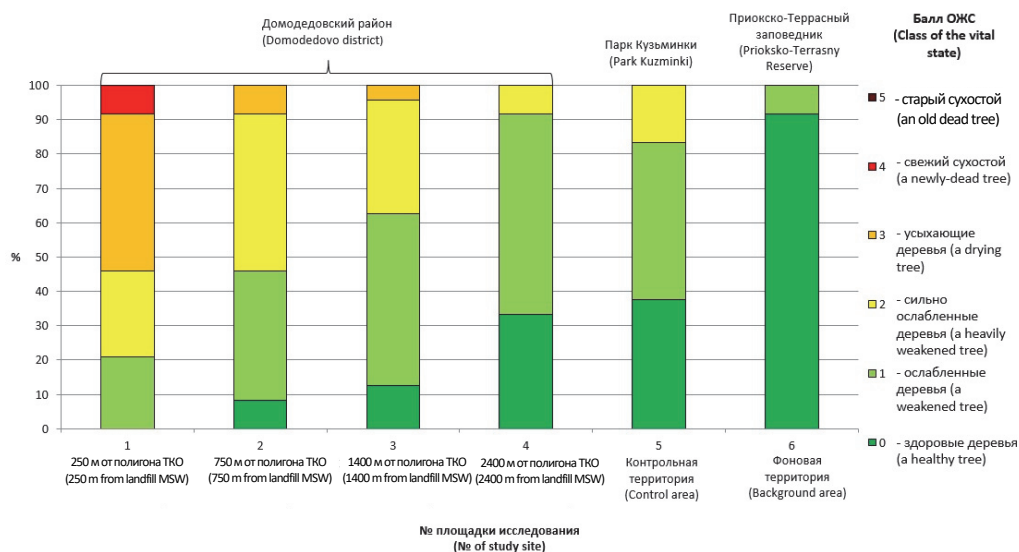


Рис. 3. Общее жизненное состояние *Pinus sylvestris* на исследуемых площадках
[Figure 3. General vitality of *Pinus sylvestris* at the study sites]

На контрольной площадке в Кузьминском лесопарке количество деревьев, обладающих 2-м классом ОЖС (сильно ослабленные деревья), превышало аналогичные значения на пробной площадке № 4, что, по-видимому, обусловлено более интенсивной рекреационной нагрузкой на территории парка. Фоновая территория отличалась преобладанием «здоровых» деревьев (91,7 %).

Результаты расчета индекса жизненного состояния древостоев представлены на рис. 4. Деревья, произрастающие на расстоянии 250 м от полигона в пределах его санитарно-защитной зоны, по индексу состояния древостоя характеризовались как сильно ослабленные. При удалении от полигона ТКО наблюдалось постепенное увеличение данного показателя, что свидетельствовало об увеличении в структуре биоценозов количества здоровых деревьев. Значения индекса состояния древостоя, класса дефолиации и депигментации, количества генеративных органов достигали контрольных (Кузьминский лесопарк) при удалении от полигона ТКО на расстояние 2,4 км. Однако данные показатели значительно ниже фоновых значений (Приокско-Террасный заповедник) на всех изученных площадках.

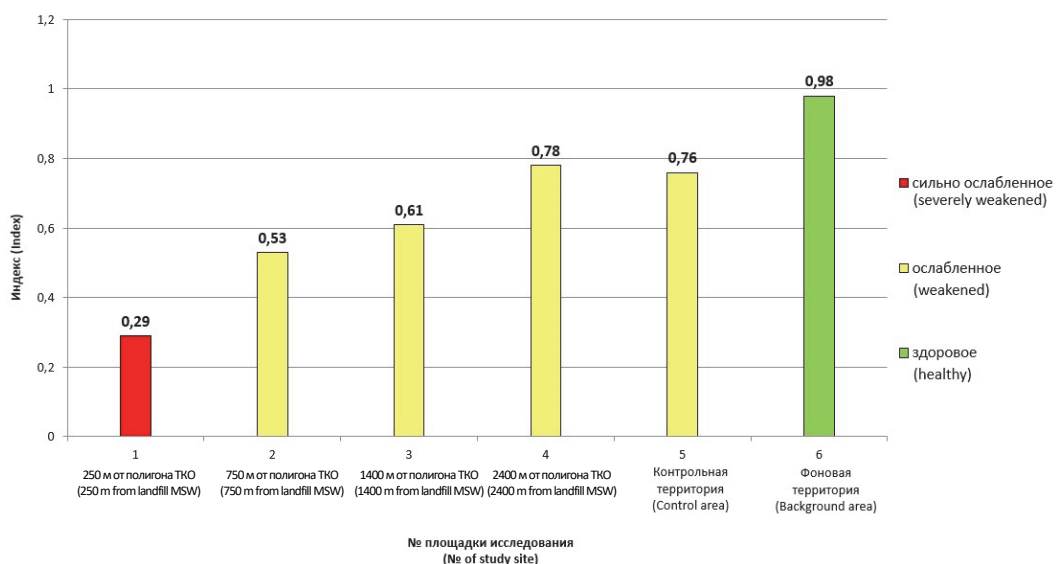


Рис. 4. Индекс состояния древостоя на исследуемых площадках
[Figure 4. Tree state index on the investigated sites]

Полученные в ходе исследования результаты полностью подтверждаются литературными данными. Так, в работе М.М. Комбарова и Е.В. Грачева (2013) установлена «нулевая» выживаемость растений, рекомендуемых для биологического этапа рекультивации, в условиях воздействия жидкой фракции полигона ТБО. Р.Х. Мамаджановым (2016) выявлено, что растения, произрастающие вблизи специального сооружения, предназначенного для изоляции и обезвреживания ТБО, оказались самыми чувствительными к загрязнению, и по мере отдаления от него состояние растительности улучшается [18; 19].

Заключение

Объекты размещения отходов производства и потребления оказывают негативное воздействие на окружающую среду на протяжении всего жизненного цикла. Практически все компоненты экосистем (как абиотические, так и биотические) существующие вблизи или вокруг свалок и полигонов ТКО, в той или иной мере подвергаются деградации даже после прекращения приема отходов объектами их захоронения. При этом в качестве наиболее чувствительных и репрезентативных индикаторов состояния «нарушенной» среды обитания выступают растения.

К числу древесных пород, наиболее часто используемых в целях биомониторинга, относится сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris L.*). Фитоиндикационными показателями в сосновых древостоях, как правило, служат процентное соотношение некротной и хлорозной хвои, ее преждевременное увядание и опадение, состояние генеративных органов и ростовых почек на побегах. А степень антропогенного влияния оценивается по общему жизненному состоянию фитоценоза.

В результате проведенных исследований установлено достоверное улучшение жизненного состояния древостоя сосны обыкновенной по мере удаления от полигона ТКО «Жирошкино». Так, «сильно поврежденные» деревья, произрастающие в зоне непосредственного влияния полигона (0,25 км), с увеличением расстояния от места захоронения отходов сменились «ослабленным» древостоем. При этом количество здоровых деревьев в структуре фитоценоза достигло контрольных значений на расстоянии 2,4 км.

Таким образом, методы биоиндикации, основанные на изучении морфологических признаков сосны обыкновенной, позволяют оперативно оценить интенсивность и масштабы негативного воздействия объектов захоронения ТКО на окружающую среду. Кроме того, благодаря продолжительному существованию ассимиляционных органов сообщества хвойных пород деревьев надежно характеризуют изменения среды обитания за длительные периоды времени.

Список литературы

- [1] Алимов Р., Артамонов Д. Мусорное кольцо вокруг Москвы / Гринпис России. 2015. URL: http://www.greenpeace.org/russia/Global/russia/report/toxics/obsor_othodi_msk.pdf (дата обращения: 19.02.2020).
- [2] Экологическая обстановка на территории Московской области. URL: <http://presidentsovet.ru/files/88/19/881958daa6b993a3cb57eeceb4bbff0.pdf> (дата: обращения: 19.02.2020).
- [3] Сапожникова Г.П. Конец «мусорной цивилизации»: пути решения проблемы отходов. М.: Оксфам, 2010. 108 с.
- [4] Абрамов Н.Ф., Вайсман Я.И., Максимова С.В. и др. Рекомендации по расчету образования биогаза и выбору систем дегазации полигонов захоронения твердых бытовых отходов. М.: Госстрой РФ, 2003. 27 с.
- [5] Подлипский И.И. Эколого-геологическая характеристика полигонов бытовых отходов и разработка рекомендаций по рациональному природопользованию: автореф. дис. ... к. г.-м. н. СПб., 2010. 22 с.
- [6] Балахчина Т.К. Оценка воздействия свалочного газа с полигонов твердых бытовых отходов на человека // Физиология. Медицина. Экология человека. 2012. № 2. С. 41–57.
- [7] Баева Ю.И. Оценка влияния полигонов ТБО на загрязнение почв ПХБ (на примере полигона ТБО «Жирошкино» городского округа Домодедово) // Вестник РУДН. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2013. № 4. С. 68–78.
- [8] Коробко В.И., Бычкова В.А. Твердые бытовые отходы. Экономика. Экология. Предпринимательство: монография. М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2012. 131 с.
- [9] Рекомендации по сбору, очистке и отведению сточных вод полигонов твердых бытовых отходов. М.: Госстрой РФ, 2003. 45 с.
- [10] Мэннинг У. Дж., Федер У.А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. М.: Гидрометеиздат, 1985. 143 с.
- [11] Ярмишко В.Т. Сосна обыкновенная и атмосферное загрязнение на европейском Севере. СПб.: Изд-во НИИ химии СПбГУ, 1997. 210 с.
- [12] Букач В.А., Григорьев А.И., Мельникова О.Ю. Индикация состояния экосистем урбанизированных территорий юга Западной Сибири: монография. Омск: ОмИПП, 2005. 174 с.
- [13] Опекунова М.Г. Биоиндикация загрязнений: учебное пособие. 2-е изд. СПб.: СПбГУ, 2016. 299 с.

- [14] *Груздев В.С.* Биоиндикация состояния окружающей среды: монография. М.: ИНФРА-М, 2018. 160 с.
- [15] *Dassler H.G.* Reaktionen von Gehölzen auf Immissionen und Schlussfolgerungen für den Anbau. Begründung in Industriegebieten // Ref. d. VII Dendrol. Kongr. soz. Lander 29. Juni bis 3. Juli 1979 in Dresden. KB d. DDR, Graph. Werkst. Zittau. 1981. Pp. 31–36.
- [16] Методика организации и проведения работ по мониторингу лесов европейской части России по программе ICP-Forest. М., 1995. 42 с.
- [17] *Алексеев В.А.* Диагностика жизненного состояния деревьев и древостоев // Лесоведение. 1989. № 4. С. 51–57.
- [18] *Комбарова М.М., Грачева Е.В.* Определение резистентности растений фильтрационным водам полигона твердых бытовых отходов // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. 2013. № 11. С. 48–60.
- [19] *Мамаджанов Р.Х.* Биологическая рекультивация закрытых полигонов ТБО Чеченской Республики путем создания искусственных фитоценозов: дис. к. б. н. М.: РУДН, 2016. 228 с.

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 17.05.2020

Дата принятия к печати: 08.06.2020

Для цитирования:

Баева Ю.И., Камалетдинова К.Р. Оценка жизненного состояния сосны обыкновенной в районе расположения полигона твердых коммунальных отходов «Жироскино» // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. Т. 28. № 2. С. 142–152. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-142-152>

Сведения об авторах:

Баева Юлия Игоревна, кандидат биологических наук, доцент, доцент кафедры судебной экологии с курсом экологии человека экологического факультета Российского университета дружбы народов. ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-6137-2321>, eLIBRARY SPIN-код: 8406-1264. E-mail: baeva-yui@rudn.ru

Камалетдинова Камиля Равилевна, магистр 2-го курса обучения факультета экологии и техносферной безопасности Российского государственного социального университета. ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-9146-4964>, eLIBRARY SPIN-код: 9951-4553. E-mail: camilja@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-142-152

Scientific article

Life condition assessment of scotch pine in the area of location of municipal solid waste landfill “Zhiroshkino”

Yulia I. Baeva¹, Kamilya R. Kamaletdinova^{2*}

¹*Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University),
6 Miklukho-Maklaya St, Moscow, 117198, Russian Federation*

²*Russian State Social University,
4 Vilgelma Pika St, bldg 1, Moscow, 129226, Russian Federation*

*camilja@mail.ru

Abstract. The bioindication method is used to assess the general vital condition of coniferous phytocoenoses growing at different distances (0.25, 0.75, 1.4, 2.4 km) from municipal solid waste landfill “Zhiroshkino” (Moscow region, Domodedovo district). The object of study is ordi-

nary pine (*Pinus sylvestris* L.), as the most sensitive to the action of pollutants and often used in Russia phytointicator. The state of generative organs (number of old and new cones, increase of shoots), defoliation and depigmentation class were selected as diagnostic indicators; the category of vital condition was determined and the stand state index was calculated. It was found out that closed objects of production and consumption waste disposal have a negative impact on the stand of an ordinary pine tree. Thus, trees growing at a distance of 250 m from the landfill within its sanitary-protective zone, according to the stand status index are characterized as “strongly weakened”. At the distance from the waste landfill the tendency of increasing the number of healthy trees in the structure of phytocoenosis was recorded, and their vital condition was assessed as “weakened by the growing stock”. The index of stand condition, classes of defoliation and depigmentation, the number of generative organs have reached the control values (Kuzminsky Forest Park, the prevailing category of “weakened trees”) at the distance of 2.4 km from the disposal site. However, the values of these indicators are much lower than the background ones (Prioksko-Terrasny Reserve, the prevailing category “healthy trees”) for all studied coniferous phytocoenoses. The conclusion is made about the possibility of bioindication method using morphological features of ordinary pine as an express method of assessment of negative impact of waste disposal objects on the environment.

Keywords: Scotch pine, life condition assessment, morphological indicators, municipal solid waste landfill, bioindication

References

- [1] Alimov R, Artamonov D. *Musornoe kol'tso vokrug Moskvy* [Trash Ring around Moscow]. Greenpeace Russia. 2015. Available from: http://www.greenpeace.org/russia/Global/russia/report/toxics/obsor_othodi_msk.pdf (accessed: 19.02.2020). (In Russ.)
- [2] *Ekologicheskaya obstanovka na territorii Moskovskoi oblasti* [Ecological situation in the Moscow region]. Available from: <http://presidentsovet.ru/files/88/19/881958daa6b993a3cb57eedeb4bbff0.pdf> (accessed: 19.02.2020). (In Russ.)
- [3] Sapozhnikova GP. *Konets “musornoi tsivilizatsii”: puti resheniya problemy otkhodov* [The end of the “trash civilization”: ways to solve the waste problem]. Moscow: Oksfam Publ.; 2010. (In Russ.)
- [4] Abramov NF, Vaysman YaI, Maksimova SV. (Eds.). *Rekomendatsii po raschetu obrazovaniya biogaza i vyboru sistem degazatsii poligonov zakhoroneniya tverdykh bytovykh otkhodov* [Recommendations on the calculation of biogas formation and the choice of degassing systems for landfills for solid waste]. Moscow: Gosstroj RF Publ.; 2003. (In Russ.)
- [5] Podlipisky II. *Ekologo-geologicheskaya harakteristika poligonov bytovykh otkhodov i razrabotka rekomendatsij po ratsionalnomu prirodopol'zovaniyu* [Ecological and geological characteristics of household waste landfills and development of recommendations for rational use of natural resources] (Abstract of the Dissertation of the Candidate of Geological and Mineralogical Sciences). Saint Petersburg; 2010. (In Russ.)
- [6] Balakhchina TK. Assessment of the impact of landfill gas from solid waste landfills on humans. *Physiology. The medicine. Human ecology*. 2012;(2):41–57. (In Russ.)
- [7] Baeva YuI. Evaluation of the impact of MSW landfills on soil pollution of PCBs (for example, the landfill “Zhiroshkino” of the Domodedovo City District). *Bulletin of the Peoples' Friendship University of Russia. Series: Ecology and Life Safety*. 2013;(4): 68–78. (In Russ.)
- [8] Korobko VI, Bychkova VA. *Tverdye bytovye otkhody. Ekonomika. Ekologiya. Predprinimatelstvo* [The Municipal Solid Waste. Economy. Ecology. Enterprise]. Moscow: YUNITI-DANA Publ.; 2012. (In Russ.)
- [9] *Rekomendatsii po sboru, oчитке i otvedeniyu stochnykh vod poligonov tverdykh bytovykh otkhodov* [Recommendations for the collection, treatment and disposal of wastewater from solid waste landfills]. Moscow: Gosstroj RF Publ.; 2003. (In Russ.)

- [10] Manning WJ, Feder WA. *Biomonitoring zagryazneniya atmosfery s pomoshch'yu rastenii* [*Biomonitoring of atmospheric pollution with the help of plants*]. Moscow: Gidrometeoizdat Publ.; 1985. (In Russ.)
- [11] Yarmishko VT. *Sosna obyknovennaya i atmosfernoye zagryazneniye na Yevropeyskom Severe* [*Scots pine and atmospheric pollution in the European North*]. Saint Petersburg: Research Institute of Chemistry of Saint Petersburg State University; 1997. (In Russ.)
- [13] Opekunova MG. *Bioindikatsiya zagryaznenii* [*Bioindication of Pollution*]. 2nd ed. Saint Petersburg: Saint Petersburg State University; 2016. (In Russ.)
- [14] Gruzdev VS. *Bioindikatsiya sostoyaniya okruzhayushchei sredy* [*Bioindication of the state of the environment*]. Moscow: INFRA-M Publ.; 2018. (In Russ.)
- [15] Dassler HG. Reaktionen von Gehölzen auf Immissionen und Schlussfolgerungen für den Anbau. Begründung in Industriegebieten. *Ref. d. VII Dendrol. Kongr. soz. Lander 29. Juni bis 3. Juli 1979 in Dresden. KB d. DDR, Graph. Werkst. Zittau*. 1981. p. 31–36.
- [16] *Metodika organizatsii i provedeniya rabot po monitoringu lesov evropeiskoi chasti Rossii po programme ICP-Forest* [*The Methodology of Organizing and Carrying out the Work on Monitoring of Forests of the European Part of Russia under the ICP Forest Program*]. Moscow; 1995. (In Russ.)
- [17] Alekseev VA. Diagnostika zhiznennogo sostoyaniya dere'vev i drevostoev [Diagnostics of the vital state of trees and stands]. *Lesovedenie* [*Forest science*]. 1989;(4):51–57. (In Russ.)
- [18] Kombarova MM, Gracheva EV. Determination of resistance of plants to filtrational waters of the range of solid household waste. *Perm National Research Polytechnic University Bulletin*. 2013;4:48–60. (In Russ.)
- [19] Mamadzhанov RH. Biologicheskaya rekul'tivatsiya zakrytykh poligonov TBO Chenchenskoi Respubliki putem sozdaniya iskusstvennykh fitotsenozov [Biological recultivation of closed landfills of the Chechen Republic by creating artificial phytocenoses] (Dissertation of the Candidate of Biological Sciences). Moscow: RUDN University; 2016. (In Russ.)

Article history:

Received: 17.05.2020

Revised: 08.06.2020

For citation:

Baeva YuI, Kamaletdinova KR. Life condition assessment of scotch pine in the area of location of municipal solid waste landfill “Zhiroshkino”. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020;28(2):142–152. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-142-152>

Bio notes:

Yulia I. Baeva, Candidate of Biological Sciences, Associate Professor, Associate Professor of the Department of Forensic Ecology with a Course in Human Ecology of the Ecological Faculty of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-6137-2321>, eLIBRARY SPIN-code: 8406-1264. E-mail: baeva-yui@rudn.ru

Kamilya R. Kamaletdinova, master of the 2nd year of study at the Faculty of Ecology and Technosphere Safety of the Russian State Social University. ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-9146-4964>, eLIBRARY SPIN-code: 9951-4553. E-mail: camilja@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-153-159

УДК 574

Научная статья

Влияние человека на популяцию гималайского сурка в Непале

А.А. Никольский, Е.А. Ванисова*

Российский университет дружбы народов,
Российская Федерация, 115093, Москва, Подольское шоссе, д. 8, корп. 5
*vanhelen@mail.ru

Аннотация. Обсуждается воздействие человека на популяцию гималайского сурка в Непале. Выше верхней границы леса человек разделяет с сурками одни и те же места обитания на аллювиальных террасах речных долин. Постройки человека и сельскохозяйственные угодья приводят к фрагментации популяции сурков, а перевыпас скота – к пастбищной дигрессии, ухудшающей кормовую базу этих грызунов. Одновременно с этим люди регулярно ловят сурков петлями, в то время как, в соответствии с критериями Красного списка МСОП, популяцию гималайского сурка в Непале целесообразно отнести к категории Endangered (EN) – очень высокий риск вымирания в дикой природе.

Ключевые слова: гималайский сурок, Гималаи, Непал, антропогенные факторы, Красный список МСОП

Гималайский сурок (*Marmota himalayana* Hodgson, 1841) – один из наиболее высокогорных видов млекопитающих. Основная область распространения гималайского сурка находится в Цинхай-Тибетском нагорье в Китае [1; 2]. В Гималаях проходит южная граница его распространения и южная граница распространения рода *Marmota* [3]. Проникновение вида далеко на юг стало возможным благодаря высокому поднятию Гималаев, в результате которого между верхней границей леса (около 3500 м над уровнем моря) и снеговой линией (около 5500 м над уровнем моря) образовалось огромное пространство, пригодное для обитания сурков.

Гималайский сурок является одним из главных средообразующих факторов высокогорных экосистем. Как и другие виды сурков, гималайский сурок оказывает мощное воздействие на ландшафт благодаря уникальной роющей деятельности. Для зимней спячки, которая длится более полугода, эти грызуны роют глубокие норы в мелкозем, широко распространенном в горах.

В Гималаях из-за сложного высокогорного ландшафта сурки распространены крайне неравномерно, в основном в Центральном Непале. Одно из поселений гималайского сурка находится в долинах горного массива Манаслу.

Здесь широко распространены аллювиальные террасы, с мощным слоем мелкозема и хорошо сформированными почвами, что создает благоприятные условия как для обитания человека, так и для жизни сурков [4]. В этих относительно благоприятных условиях люди занимаются скотоводством, выращивают ячмень и картофель. Использование общего пространства выше верхней границы приводит к тому, что люди не только вытесняют сурков, расширяя хозяйственную деятельность, но и активно преследуют их, что ставит под угрозу само существование сурков в Гималаях.

В одном из таких поселений, в окрестностях деревни Сама, весной 2004 г. были проведены полевые наблюдения над экологией гималайского сурка. Одна из задач состояла в том, чтобы выявить основные формы воздействия человека на популяцию сурков, поселение которых находится в долине реки Ларке, на высоте около 3500 м над уровнем моря, у верхней границы леса.

Как показано на рис. 1, поселение сурков сильно фрагментировано сельскохозяйственными угодьями человека. Люди постепенно вытесняют сурков с их традиционных мест обитания. В результате распашки происходит уничтожение мест обитания сурков и фрагментация их поселения. Последнее, нарушая поток генов, неизбежно приводит к сокращению генетического разнообразия местной популяции.



Рис. 1. Фрагментация поселения и уничтожение мест обитания гималайского сурка под влиянием человека. Все распаханые участки в прошлом были населены сурками. Окрестности деревни Сама в долине реки Ларке. Горный массив Манаслу, Непал
[Figure 1. Fragmentation of colonies and destruction of habitat of the Himalayan marmot under the human influence. All plowed territories were inhabited by marmots in the past. The surroundings of the Sama village in the Larke river valley. The Manaslu massif, Nepal]

Выровненные участки аллювиальных террас, населенные сурками, люди не только распахивают, но и используют под пастбища. Результатом неумеренного выпаса домашнего скота (в основном яков и лошадей) становится пастбищная дигрессия, сильно подрывающая кормовую базу сурков (рис. 2). Сурки и домашний скот пасутся на одних и тех же участках.



Рис. 2. Неумеренный выпас скота приводит к пастбищной дигрессии территории, населенной гималайскими сурками. Гималайский сурок среди многочисленного помета, оставленного домашним скотом

[**Figure 2.** Excessive grazing leads to pasture digression of the territory inhabited by Himalayan marmots. Himalayan marmot is among a lot of excrements left by livestock]

Человек воздействует на сурков не только косвенно, через хозяйственную деятельность, но и охотясь на них. Неожиданными оказались сведения о том, что буддисты, монастырь которых расположен в деревне Сама, ловят сурков и, по рассказам местного жителя, используют их в пищу.

Гималайский сурок, вероятно, давно входит в культурную традицию Тибета и соседних районов Гималаев, где распространен буддизм. На рынках Непала можно увидеть металлические фигурки гималайского сурка, подобно тому как в некоторых странах Европы обычны игрушки, изображающие европейского сурка, и редко – его металлические фигурки (рис. 3).



Рис. 3. Металлические фигурки сурков: *слева* – европейский сурок (Лион, Франция); *справа* – гималайский сурок (Катманду, Непал). Высота фигурок – 5 и 3,5 см соответственно

[**Figure 3.** Metal figures of marmots: *left* – the European marmot (Lyon, France); *right* – Himalayan marmot (Kathmandu, Nepal). The height of the figures – 5 and 3.5 cm respectively]

Местные жители регулярно ловят сурков петлями. На это указывает множество следов, оставленных ловцами. В окрестностях деревни Сама следы охоты на сурков обычны: выходы из нор ограничены человеком таким образом, что сурки неизбежно попадают в петлю, всюду видны следы от лопаты, которой люди обрабатывают края норового отверстия, приспособляя их для установки петель. У входа в нору была обнаружена петля со сложным сооружением, ограничивающим траекторию движения сурка, выходящего на поверхность (рис. 4).



Рис. 4. Петля, поставленная на выходе из норы гималайского сурка, и сооружение, направляющее траекторию движения сурков в петлю
[Figure 4. Loop set at the exit of Himalayan marmot's burrow and the structure guiding the trajectory of movement of marmots into the loop]

В 2006 г. было получено подтверждение тому, что воздействие человека на популяцию сурков может привести к их полному уничтожению, как это произошло к западу от массива Манаслу – в Нижнем Мустанге, в долине реки Кали Гандаки. В прошлом многочисленное поселение сурков, простиравшееся на север в Верхний Мустанг, в настоящее время абсолютно безжизненно, остались лишь многочисленные следы недавнего пребывания сурков. В то же время в соседнем Верхнем Мустанге сурки сохранились и местами многочисленны на пастбищах домашнего скота [5].

В Нижнем Мустанге ландшафт заметно преобразован сурками, но жилые норы не обнаружены. Здесь, как и в долине Ларке, встречаются норы со

следами охоты на сурков. Некоторые из них плотно забиты грунтом и камнями. Это делается или с целью более успешной добычи, или, чтобы обезопасить пасущийся скот, который, проваливаясь в нору, может повредить ноги. Как и в долине Ларке, в Нижнем Мустанге многочисленный скот пасется на участках, ранее населенных сурками, что также приводит к пастбищной дигрессии (рис. 5).

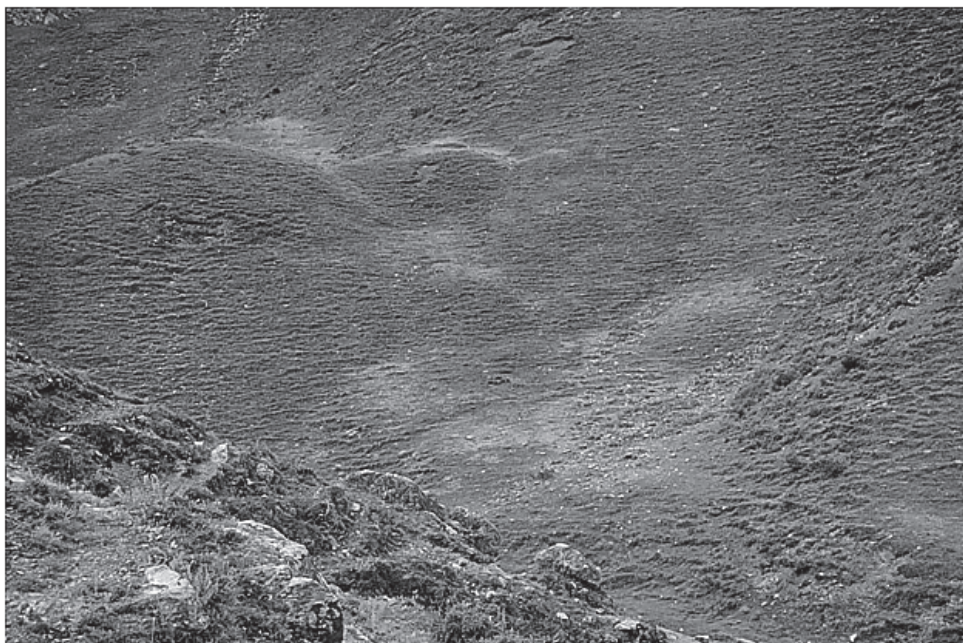


Рис. 5. Склон со следами пастбищной дигрессии и нежилых нор гималайского сурка (светлые пятна). Нижний Мустанг, Непал
[Figure 5. Slope with traces of pasture digression and uninhabited burrows of the Himalayan marmot (light spots). Lower Mustang, Nepal]

Исследования в долине Ларке проводились в 2004 г., в Нижнем Мустанге – в 2006 г. В каком состоянии находится популяция сурков в настоящее время, неизвестно, но судя по поступающей из Непала информации, активность людей, живущих рядом с сурками, остается такой же высокой.

Судьба уникальной, самой высокогорной популяции гималайского сурка в Непале вызывает беспокойство. Она уязвима в силу естественных причин: низкая численность обычна для периферических популяций, оторванных от основного ареала, как и фрагментация популяции вследствие сильного расчленения рельефа местности. Но еще более сильное, чем естественные факторы, отрицательное влияние на популяцию гималайского сурка оказывает человек. Люди не только используют территорию, занятую сурками, под свои хозяйственные нужды, но активно преследуют сурков, регулярно вылавливая их в окрестностях своих поселений.

Непальская популяция гималайского сурка нуждается в охране. Ее целесообразно включить в Красный список Международного союза охраны природы. Состояние популяции наиболее соответствует категории Endangered (EN) – очень велик риск, что она исчезнет из дикой природы [6].

Список литературы / References

- [1] Rumiantsev VYu. Verteilung der Murmeltiere in Eurasien (Die Karte). In: Bibikov DI. *Die Murmeltiere der Welt*. Magdeburg: Westarp Wiss.; 1996. p. 25.
- [2] Hoffmann RS, Lunde D, MacKinnon J, Wilson DE, Wozencraft WC. *Guide to the Mammals of China*. Princeton: Princeton University Press; 2010.
- [3] Nikolskii AA, Ulak A. On a range of *Marmota himalayana* (Rodentia, Sciuridae) in Nepal as the southernmost border of its distribution. *Russian Journal of Zoology*. 2005; 84(2):282–284. (In Russ.)
Никольский А.А., Улак А. Об ареале гималайского сурка (*Marmota himalayana*, Rodentia, Sciuridae) в Непале как южном пределе распространения рода *Marmota* // Зоологический журнал. 2005. Т. 84. Вып. 2. С. 282–284.
- [4] Nikolskii AA, Ulak A. Key factors determining the ecological niche of the Himalayan marmot *Marmota himalayana* (Hodgson, 1841). *Russian Journal of Ecology*. 2006;37(1):46–52.
Никольский А.А., Улак А. Ключевые факторы экологической ниши гималайского сурка *Marmota himalayana* (Hodgson, 1841) // Экология. 2006. № 1. С. 50–56.
- [5] Poudel BS, Spooner PG, Matthews A. Pastoralist disturbance effects of Himalayan marmot foraging and vigilance activity. *Ecological Research*. 2016;31(1):93–104.
- [6] *The IUCN Red List of Threatened Species*. Available from: <https://www.iucnredlist.org/> (accessed: 12.01.2020).

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 01.02.2020

Дата принятия к печати: 08.03.2020

Для цитирования:

Никольский А.А., Ванисова Е.А. Влияние человека на популяцию гималайского сурка в Непале // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. Т. 28. № 2. С. 153–159. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-153-159>

Сведения об авторах:

Никольский Александр Александрович, доктор биологических наук, профессор, профессор кафедры системной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов. E-mail: bobak@list.ru

Ванисова Елена Александровна, кандидат биологических наук, доцент кафедры системной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов. E-mail: vanhelen@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-153-159

Scientific article

Anthropogenic impact on the Himalayan marmot population in Nepal

Alexander A. Nikolskii, Elena A. Vanisova*

*Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University),
8 Podolskoye Hwy, bldg 5, Moscow, 115093, Russian Federation
vanhelen@mail.ru

Abstract. Anthropogenic impact on the Himalayan marmot population in Nepal is discussed. Above the upper border of the forest, human shares the same habitats with marmots on the alluvial terraces of river valleys. Human buildings and farmland lead to fragmentation

of the marmot population, and overgrazing leads to pasture digression, worsening the food supply of these rodents. At the same time, people regularly catch marmots with loops, while, in accordance with the criteria of the IUCN Red List, the population of the Himalayan marmot in Nepal should be classified as Endangered (EN) – a very high risk of extinction in the wild.

Keywords: Himalayan marmot, Himalaya, Nepal, anthropogenic factors, the IUCN Red List of Threatened Species

Article history:

Received: 01.02.2020

Revised: 08.03.2020

For citation:

Nikolskii AA, Vanisova EA. Anthropogenic impact on the Himalayan marmot population in Nepal. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020;28(2):153–159. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-153-159>

Bio notes:

Alexander A. Nikolskii, Doctor of Biological Sciences, Professor, Professor of the Department of System Ecology of the Faculty of Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). E-mail: bobak@list.ru

Elena A. Vanisova, PhD in Biological Sciences, Associate Professor of the Department of System Ecology of the Faculty of Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). E-mail: vanhelen@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-160-171

УДК 504.53

Научная статья

Использование активированного торфа для рекультивации грунтов, загрязненных нефтепродуктами

Е.А. Адельфинская^{1*}, В.А. Мязин²

¹Национальный исследовательский университет ИТМО,
Российская Федерация, 197101, Санкт-Петербург, Кронверкский пр-кт, д. 49, лит. А

²Институт проблем промышленной экологии Севера – обособленное подразделение
Федерального исследовательского центра «Кольский научный центр РАН»,
Российская Федерация, 184209, Апатиты, мкр. Академгородок, 14А

*adelfinskayakate19@gmail.com

Аннотация. Наиболее серьезной экологической проблемой Крайнего Севера РФ является загрязнение территории нефтью и нефтепродуктами. Экосистемы этого региона являются крайне уязвимыми, их восстановление после оказанного антропогенного воздействия, связанного с разливом горюче-смазочных материалов, может длиться десятилетиями. Это обуславливает необходимость разработки эффективных методов очистки и восстановления нефтезагрязненных земель. В результате проведенного лабораторного исследования была показана возможность биорекультивации грунта, загрязненного нефтепродуктами, с использованием активированного торфа в качестве сорбента и органического удобрения. Через две недели после добавления активированного торфа содержание нефтяных углеводородов в грунте снизилось на 22–47 % за счет разбавления загрязнения и улучшения воздушного и питательного режима. После проведения рекультивации всхожесть семян тест-культуры увеличилась в 1,6–3,7 раза. Также установлено оптимальное количество торфа, необходимое для внесения в загрязненный песчаный грунт, в зависимости от степени его загрязнения. На основе проведенных исследований разработаны рекомендации по рекультивации загрязненного участка площадью 0,07 га, расположенного на северо-западе Мурманской области, с использованием торфа и минеральных удобрений.

Ключевые слова: рекультивация, нефтяные углеводороды, торф, фитотоксичность, песчаный грунт, Крайний Север

Введение

Деятельность человека и оказываемое им антропогенное воздействие являются наиболее опасными и масштабными факторами, влияющими на окружающую среду. При этом устойчивость экосистем и их способность к восстановлению в условиях техногенного воздействия различна и зачастую определяется природно-климатическими факторами. С этой точки зрения наиболее

уязвимыми являются территории Арктической зоны, которые отличаются низкой способностью к самоочищению. Одним из таких регионов, испытывающих большую техногенную нагрузку, – Мурманская область.

Наиболее серьезной экологической проблемой Северных регионов России является загрязнение территории нефтью и нефтепродуктами, что обуславливает необходимость разработки эффективных методов очистки и восстановления нефтезагрязненных земель. Значительную долю в загрязнение почвы нефтяными углеводородами (НУ) на территории Мурманской области вносят хранилища нефтепродуктов, автотранспортные предприятия, действующие и сформированные объекты Министерства обороны РФ. Загрязнение происходит в результате нарушения целостности емкостей для хранения нефтепродуктов и при осуществлении технологических операций по их перегрузке. При этом образуются различные по площади локальные разливы нефтепродуктов.

Попадание нефтепродуктов на поверхность почвы приводит к деградации органогенного горизонта, невозможности образования гумуса из-за накопления токсичных соединений и угнетения микробного сообщества. Нарушение обменных процессов обуславливает изменение физико-химических параметров (снижение содержания подвижных форм биогенных элементов, увеличение соотношения между углеродом и азотом, изменение микроэлементного состава). Исходные окислительные условия в почвах меняются на окислительно-восстановительные и восстановительные.

Также актуальной остается проблема ликвидации накопленного экологического ущерба на участках, загрязненных горюче-смазочными материалами (ГСМ) в результате хозяйственной деятельности, где не проводилась очистка и восстановление нарушенных территорий.

Решением данной проблемы может стать технология биоремедиации загрязненных почв и грунтов, основанная на использовании органических сорбентов для активизации процессов биодеструкции НУ. Они выполняют функцию структураторов почв, а также способны снизить пороговые значения токсичности для начала этапа фиторекультивации [1; 2].

В качестве органических сорбентов могут служить торф, плодородные почвы, биокомпосты, сорбенты растительного происхождения, органические отходы [3; 4]. В условиях Крайнего Севера, где отмечается нехватка органических удобрений и отсутствуют условия для подготовки компостов, показана возможность использования торфа [5].

Целесообразность использования торфа подтверждается национальным стандартом Российской Федерации, в котором прописано, что торф может применяться в качестве потенциально плодородной среды или сорбента [6]. Торф при биорекультивации загрязненных земель действует как компонент, улучшающий физические свойства почвы [7; 8]. Происходит снижение фитотоксичности корнеобитаемого слоя за счет разбавления загрязнения и интенсификация разложения НУ в результате улучшения воздушного и питательного режимов очищаемых почв и грунтов [9].

Применение активированного торфа необходимо в случае, если почвы слабогумусированны или представлены минеральным грунтом (песок или глина), а уровень загрязнения достаточно высок [10; 11].

Целью настоящей работы стало исследование в лабораторных условиях эффективности очистки грунтов, загрязненных горюче-смазочными материалами, с применением активированного торфа, а также разработка рекомендаций по рекультивации загрязненного участка, расположенного на территории бывшей воинской части.

Материалы и методы

Грунт. В лабораторном эксперименте использовали образцы загрязненного грунта, взятого на территории Печенгского района Мурманской области (69°16' N, 29°28' E) (рис. 1).

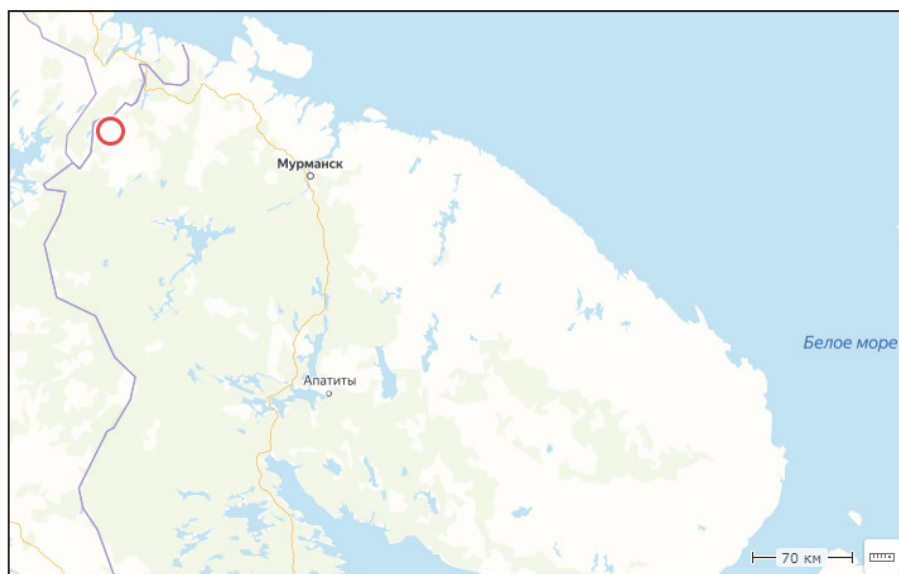


Рис. 1. Место отбора образцов загрязненного грунта
[**Figure 1.** Place of contaminated soil sampling]

На обследуемом участке находилось одно из подразделений Министерства обороны РФ, расформированное около 20 лет назад. Площадь загрязненного участка, где ранее располагался склад ГСМ, составляет около 0,07 га, поверхность практически лишена органического горизонта и представлена песчаной и супесчаной фракцией с большим количеством каменных включений, плотность грунта – 1300 кг/м^3 (рис. 2).



Рис. 2. Загрязненный участок на месте бывшего склада ГСМ
[**Figure 2.** Contaminated plot of land at the place of the former fuel and lubricants warehouse]

На загрязненном участке почвенным пробоотборником было взято 11 проб грунта из поверхностного слоя 0–10 см, а также пробы с глубин 0–5, 5–10 и 10–20 см. Образцы грунта доставляли в лабораторию, где высушивали до воздушно-сухого состояния.

Торф. В качестве сорбента-структуратора использовали торф верховой с низкой степенью разложения, нейтрализованный известью. Торф измельчали до размера частиц не более 10 мм, после чего активировали путем добавления комплексного минерального удобрения – нитроаммофоски ($\text{N} = 16 \%$, $\text{P}_2\text{O}_5 = 16 \%$, $\text{K}_2\text{O} = 16 \%$) из расчета 500 мг д.в./кг. Активированный торф оставляли на месяц для повышения биодеструктивных свойств аборигенных микроорганизмов.

Схема эксперимента. Образцы загрязненного грунта просеивали через сито с диаметром ячейки 2 мм, тщательно перемешивали и увлажняли до 60 % от полной влагоемкости. В образцы добавляли активированный торф в соотношении грунт/торф 4:1 (при содержании нефтепродуктов в грунте менее 20 000 мг/кг) и 2:1 (при содержании нефтепродуктов более 20 000 мг/кг). Целесообразность внесения торфа в данных пропорциях была подтверждена предыдущими исследованиями [11]. Подготовленный грунт выкладывали в пластиковые емкости в равном весовом количестве. Емкости с грунтом находились при комнатной температуре (18–20 °С), полив и перемешивание

осуществляли два раза в неделю. Продолжительность лабораторного эксперимента – две недели. Повторность опыта – трехкратная.

Определение содержания нефтепродуктов в грунте. Количественный анализ содержания НУ в образцах проводили в соответствии с методикой выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов методом ИК-спектрометрии [12].

Оценка фитотоксичности. Уровень фитотоксичности грунта оценивали по показателю всхожести тест-культуры (щавель). На ровную поверхность исследуемого грунта раскладывали по 30 семян испытуемого растения. Фитотоксичность грунта рассчитывали по показателю всхожести семян, выращенных на исследуемом грунте, по отношению к контролю.

Определение активности дегидрогеназы. Определение активности почвенной дегидрогеназы проводили колориметрическим методом по интенсивности окраски раствора после восстановления трифенилтетразолия хлористого в красные соединения трифенилформазана [13].

Содержание НУ в грунте, его токсичность и активность дегидрогеназы оценивали до и после проведения рекультивации.

Статистическая обработка. Математическая обработка результатов осуществлялась с применением стандартных пакетов программ для статистических вычислений (Microsoft Office Excel 2007). Достоверность различий между выборками (t) оценивали с помощью критерия Стьюдента, коэффициент корреляции (r) вычисляли методом квадратов (метод Пирсона) для уровня значимости 0,05.

Результаты и обсуждение

Проведение лабораторного эксперимента. Заключение о качестве очистки и восстановления загрязненного грунта делалось на основе результатов анализа количественного содержания НУ в образцах до и после очищения и по результатам тестов на фитотоксичность.

В случае отсутствия установленного норматива остаточного содержания нефтепродуктов степень загрязнения оценивают по превышению содержания НУ над фоновым значением в конкретном районе. Содержание НУ в органоминеральном горизонте почв на фоновых участках в районе проведения исследования составляет 224 ± 39 мг/кг.

Анализ образцов показал, что содержание НУ в загрязненном грунте составляет от 2864 ± 358 до $30\ 847 \pm 3856$ мг/кг, что в 13–137 раз превышает фоновое содержание НУ. Учитывая, что с момента загрязнения участка прошло более 20 лет, в грунте остались преимущественно высокомолекулярные трудно разлагаемые углеводороды и продукты их трансформации.

Исследование вертикального распределения загрязнения показало высокое содержание НУ по всему профилю (более 20 см от поверхности), что указывает на прекращение трансформации углеводородов и их накопление. О прекращении биологического окисления НУ в грунте свидетельствует и уровень активности почвенной дегидрогеназы – фермента, участвующего в процессах деструкции углеводородов. В загрязненном грунте исследуемой площадки активность дегидрогеназы составляла $0,06 \pm 0,01$ мг ТФФ/10 г,

что по шкале сравнительной оценки биологической активности почв оценивается как очень слабая [14].

Через две недели после внесения активированного торфа в загрязненный грунт содержание НУ в опытных образцах снизилось на 22–47 %. При данной величине выборки отмечено достоверное снижение количества углеводородов в образцах с наибольшим (8 и 11) и наименьшим (7 и 10) исходным содержанием НУ ($t = 2,93-3,56$ при $p = 0,05$, $df = 4$) (рис. 3).

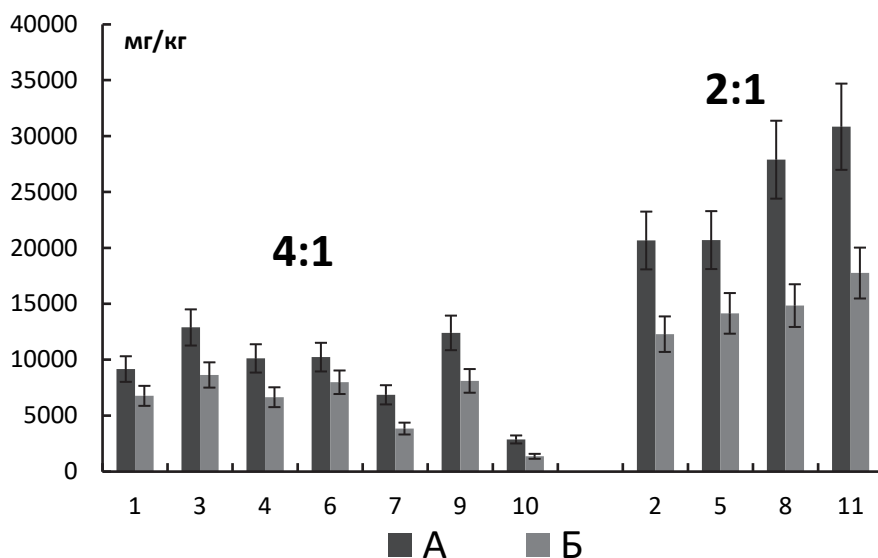


Рис. 3. Содержание НУ в образцах загрязненного грунта до (А) и после (Б) рекультивации при соотношении грунт/торф 4:1 и 2:1

Figure 3. Petroleum hydrocarbons content in contaminated soil samples before (A) and after (B) recultivation at a soil/peat ratio of 4:1 and 2:1

В образцах, где исходное содержание НУ превышало 20 000 мг/кг и соотношение грунт/торф составляло 2:1, содержание углеводородов снизилось в среднем на 10 000 мг/кг (40 %). В менее загрязненных образцах с соотношением грунт/торф 4:1 снижение составило в среднем 3000 мг/кг (35 %).

Активность дегидрогеназы в грунте после завершения эксперимента увеличилась в 5 раз и составила $0,31 \pm 0,16$ мг ТФФ/10 г (слабая активность), что свидетельствует о начале процессов микробиологической деструкции.

Значения рН водной вытяжки грунта перед проведением фитотестов находились в оптимальном для произрастания большинства растений диапазоне – 5,7–6,1, что не требовало проведения дополнительного известкования.

Результаты проведенных фитотестов указывают на значительное угнетение всхожести тест-культуры. Всхожесть семян щавеля в среднем составляла 7 % от контрольных показателей, а в образцах 5 и 11, где содержание НУ было максимальным, наблюдалась полная гибель семян.

После проведения рекультивации фитотесты показали, что всхожесть тест-культуры увеличилась в 1,6–3,7 раза. В образцах с исходным уровнем загрязнения менее 20 000 мг/кг средний показатель всхожести составил 21 ± 2 %, в образцах с высоким уровнем загрязнения (более 20 000 мг/кг) – 16 ± 2 %.

В образцах, где исходно отмечали полную гибель семян, после внесения торфа всхожесть составила 11–17 % (рис. 4).

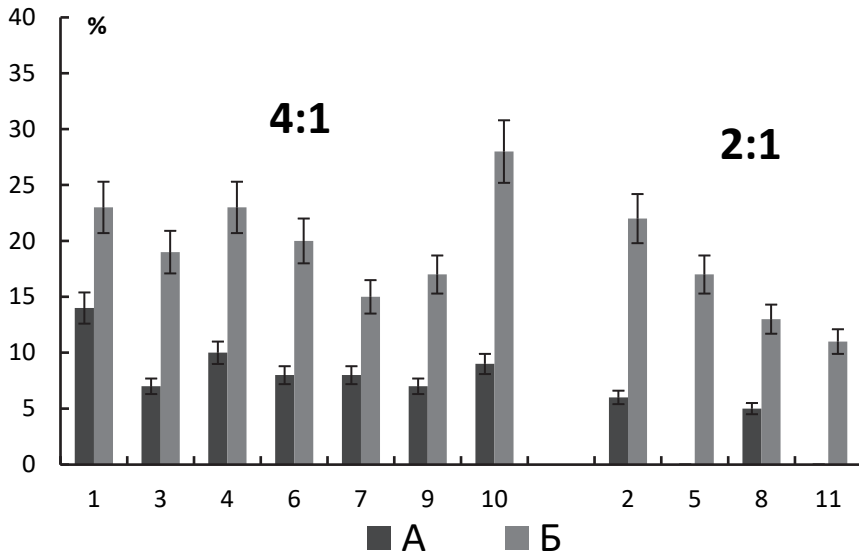


Рис. 4. Всхожесть семян щавеля в образцах загрязненного грунта до (А) и после (Б) рекультивации при соотношении грунт/торф 4:1 и 2:1

[Figure 4. Germination ability of sorrel seeds in contaminated soil samples before (A) and after (B) recultivation at a soil/peat ratio of 4:1 and 2:1]

Низкий показатель всхожести в загрязненных образцах обусловлен не только высоким содержанием НУ в грунте, но и неблагоприятным водным и питательным режимом – грунт в основном песчаный. Поэтому торф при внесении в такой грунт действует и как сорбент, и как компонент, улучшающий физические свойства почвы.

Установлена достоверная сильная отрицательная корреляция между содержанием НУ и всхожестью семян щавеля в образцах грунта ($r = 0,07-0,76$ при $p = 0,05$, $n = 11$).

В результате проведения лабораторных экспериментов показан положительный эффект от использования активированного торфа при выполнении биорекультивации загрязненных песчаных грунтов. При содержании НУ в грунте менее 10 000 мг/кг рекомендуется внесение торфа в соотношении грунт/торф 4:1, что является достаточным и эффективным. При более высоком содержании НУ рекомендуется увеличивать соотношение грунт/торф до 3:1 (10 000–20 000 мг/кг НУ) и 2:1 (более 20 000 мг/кг). За короткий период (две недели) удалось снизить содержание НУ на 22–47 %, при этом токсичность почвы по показателям всхожести тест-культуры снизилась.

Предложенный метод можно использовать для восстановления загрязненных территорий, в том числе в районах накопленного экологического ущерба в Арктической зоне РФ.

Рекомендации по рекультивации загрязненного участка. Рекультивация представляет собой комплекс работ, направленных на восстановление продуктивности и хозяйственной ценности земель, а также на улучшение усло-

вий окружающей среды в целом. Говоря о самом процессе рекультивации, принято выделять несколько ее этапов:

- 1) подготовительный (локализация нефтяного разлива техническими или мелиоративными сооружениями, сбор и удаление свободных нефтепродуктов);
- 2) технический и агротехнический (сбор и удаление загрязненных почв и грунтов, рыхление и полив почвы, внесение структураторов или сорбентов);
- 3) биологический (внесение минеральных и органических удобрений, биопрепаратов, фиторекультивация).

В рамках ликвидации накопленного экологического ущерба зачастую необходимо проводить рекультивацию локальных загрязнений, где ранее не проводились работы по очистке и восстановлению. На таких участках ввиду длительного времени, прошедшего с момента загрязнения, свободные нефтепродукты на поверхности грунта отсутствуют, и провести их сбор не представляется возможным. Сбор и удаление загрязненных грунтов в данных условиях также затруднительны, поскольку многие объекты находятся на значительном удалении от центров инфраструктуры и характеризуются низкой транспортной доступностью. Загрязненные грунты необходимо вывозить на специальную площадку для хранения и обеззараживания или оборудовать площадку по их обеззараживанию непосредственно на участке проведения работ. При этом площади локальных загрязнений невелики, что делает нецелесообразным транспортировку грунта или применение дорогостоящего оборудования.

При использовании торфа сбор и удаление загрязненного грунта можно не проводить или проводить частично на участках, где возможна миграция углеводородов и продуктов их трансформации на сопредельные территории или в водоемы.

Перед внесением торфа необходимо определить содержание НУ в грунте и их распределение по глубине для расчета необходимого количества торфа. Его наносят на поверхность грунта с последующим фрезерованием механизированным способом или перемешиванием и рыхлением вручную на глубину распространения загрязнения. Минеральные удобрения на месте проведения работ по рекультивации можно вносить и в торф, и в грунт.

Загрязненный участок, где проводились исследования, находится на значительном удалении от центров инфраструктуры, представлен сильно загрязненным песчаным грунтом, имеет небольшую площадь и по своим характеристикам подходит для проведения рекультивации с использованием торфа. Важным фактором будет являться то, что в регионе имеются запасы торфа, который может быть использован для выполнения подобных работ.

Среднее содержание НУ в грунте – $14\,967 \pm 675$ мг/кг, глубина загрязнения – 20 см, таким образом, соотношение грунт/торф, согласно проведенным исследованиям, должно быть 3:1. Количество торфа, необходимое для внесения в загрязненный грунт на площади 0,07 га – 60,7 т. На такую массу сорбента необходимо внести 33,4 кг минеральных удобрений в пересчете на действующее вещество. После внесения торфа нужно провести фрезерование участка и по возможности осуществить полив.

На следующем этапе целесообразно посеять устойчивые к загрязнению нефтепродуктами травянистые растения с введением в травосмесь местных

видов. Этап фиторекультивации может быть выполнен в тот же сезон при положительных результатах фитотестов или перенесен на следующий вегетационный период.

Заключение

В ходе проведения лабораторного эксперимента с использованием активированного торфа удалось снизить содержание НУ в загрязненном грунте на 22–47 % за две недели. При этом наблюдался рост активности почвенной дегидрогеназы в 5 раз, что косвенно указывает на активизацию микробиологического окисления углеводов.

Установлено оптимальное количество торфа, необходимое для внесения в загрязненный песчаный грунт, в зависимости от степени его загрязнения. При содержании НУ в грунте менее 10 000 мг/кг рекомендуется внесение торфа в соотношении грунт/торф 4:1. При более высоком содержании НУ рекомендуется увеличивать соотношение грунт/торф до 3:1 (10 000–20 000 мг/кг НУ) и 2:1 (более 20 000 мг/кг).

После проведения рекультивации всхожесть семян тест-культуры увеличилась в 1,6–3,7 раза. В образцах, где исходно отмечали полную гибель семян, после рекультивации всхожесть составила 11–17 %.

В результате исследования была показана эффективность предлагаемого метода рекультивации загрязненных участков, которые представлены сильно загрязненным песчаным грунтом, обладающим низкой биогенной активностью, и имеют небольшую площадь.

Список литературы

- [1] Середина В.П., Андреева Т.А., Алексеева Т.П., Бурмистрова Т.И., Терещенко Н.Н. Нефтезагрязненные почвы: свойства и рекультивация. Томск: Изд-во ТПУ, 2006. 270 с.
- [2] Namkoong W., Hwang E.Y., Park J.S., Choi J.Y. Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting // *Environ. Pollut.* 2002. Vol. 119. Pp. 23–31.
- [3] Abioye P.O., Aziz A.A., Agamuthu P. Enhanced biodegradation of spent motor oil in soil amended with organic wastes // *Water Air Soil Pollut.* 2010. Vol. 209. Pp. 173–179.
- [4] Onibon V.O., Fagbola O. Evaluation of bioremediation efficiency of crude oil-polluted soils as influenced by application of composts and NPK fertilizer // *Fres. Environm. Bull.* 2013. Vol. 22. No. 1. Pp. 61–66.
- [5] Пат. 2611159 РФ. Способ оценки эффективности рекультивации посредством торфа нарушенных тундровых почв с различной полной влагоемкостью / О.Б. Арно, А.К. Арабский, В.Н. Башкин, Р.В. Галиулин, Р.А. Галиулина, А.О. Алексеев, Т.Х-М. Салбиев, Е.П. Серебряков. Бюл. изобрет. 2017. № 6. 10 с.
- [6] ГОСТ Р 57447-2017. Наилучшие доступные технологии. Рекультивация земель и земельных участков, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Основные положения. М.: Стандартинформ, 2019.
- [7] Чухарева Н.В., Шишмина Л.В. Сравнение сорбционных свойств торфа верхового и низинного типов по отношению к товарной нефти и стабильному газовому конденсату // *Химия растительного сырья*. 2012. № 4. С. 193–200.
- [8] Бурмистрова Т.И., Алексеева Т.П., Стахина Л.Д., Середина В.П. Исследование свойств торфа для решения экологических проблем // *Химия растительного сырья*. 2009. № 3. С. 157–160.
- [9] Галиулин Р.В., Башкин В.Н., Галиулина Р.А. Разложение углеводов нефти в почве под действием торфяного компоста // *Химия твердого топлива*. 2012. № 5. С. 52–53.

- [10] Бурмистрова Т.И., Алексеева Т.П., Перфильева В.Д., Терещенко Н.Н., Стахина Л.Д. Биодegradация нефти и нефтепродуктов в почве с использованием мелиорантов на основе активированного торфа // Химия растительного сырья. 2003. № 3. С. 69–72.
- [11] Адельфинская Е.А., Беляев А.М. Исследование эффективности микробиологической стадии рекультивации нефтезагрязненных земель // Булатовские чтения. 2018. Т. 5. С. 41–45.
- [12] ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органоминеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. М., 2006. 21 с.
- [13] Определение активности дегидрогеназы. Практикум по агрохимии: учебное пособие / под ред. В.Г. Минеева. 2-е изд., перераб. и доп. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.
- [14] Гапонюк Э.И., Малахов С.В. Комплексная система показателей экологического мониторинга почв // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: тр. 4-го Всесоюз. совещ. Л.: Гидрометеиздат, 1985. С. 3–10.

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 22.05.2020

Дата принятия к печати: 27.05.2020

Для цитирования:

Адельфинская Е.А., Мязин В.А. Использование активированного торфа для рекультивации грунтов, загрязненных нефтепродуктами // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. Т. 28. № 2. С. 160–171. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-160-171>

Сведения об авторах:

Адельфинская Екатерина Андреевна, магистрант кафедры промышленной экологии и чистого производства Национального исследовательского университета ИТМО. E-mail: adelfinskayakate19@gmail.com

Мязин Владимир Александрович, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера – обособленного подразделения Федерального исследовательского центра «Кольский научный центр РАН»; старший научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского центра экологической безопасности РАН. E-mail: myazinv@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-160-171

Scientific article

Use of activated peat for remediation of soils contaminated with petroleum products

Ekaterina A. Adelfinskaya^{1*}, Vladimir A. Myazin²

¹ITMO National Research University,

49 Kronverkskii Ave, lit. A, Saint Petersburg, 197101, Russian Federation

²Institute of Industrial Ecology of the North – a separate division of the Federal Research Center “Kola Scientific Center of the Russian Academy of Sciences”, 14A, Akademgorodok, Apatity, 184209, Russian Federation

*adelfinskayakate19@gmail.com

Abstract. One of the most serious environmental problem in the Far North of the Russian Federation is the pollution of the territory by oil and oil products. Ecosystems of this region are extremely vulnerable, their remediation after anthropogenic impact, such as spill of

fuels, can last for decades. This is the reason for necessity of the development of effective methods for cleaning and restoring oil-contaminated lands. As a result of undertaken laboratory study, the possibility of bioremediation of soils contaminated with oil products using activated peat as a sorbent and organic fertilizer was shown. Two weeks after the addition of activated peat, the content of petroleum hydrocarbons in the soil decreased by 22–47% due to dilution of pollution and improvement of air and nutrient regime. After reclamation, the germination rate of the seeds of a test culture increased by 1,6–3,7 times. The optimum amount of peat required for adding into contaminated sandy soil, depending on the degree of contamination, has also been established. Based on the studies, recommendations for the remediation of the contaminated area of 0.07 ha located in the north-west of the Murmansk region using peat and mineral fertilizers were developed.

Keywords: reclamation, petroleum hydrocarbons, peat, phytotoxicity, sandy soil, Far North

References

- [1] Seredina VP, Andreeva TA, Alekseeva TP, Burmistrova TI, Tereshchenko NN. *Neftezagryaznennyye pochvy: svoystva i rekul'tivatsiya* [Oil-contaminated soils: properties and remediation]. Tomsk: TPU Publ.; 2006.
- [2] Namkoong W, Hwang EY, Park JS, Choi JY. Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. *Environ. Pollut.* 2002;(119):23–31.
- [3] Abioye PO, Aziz AA, Agamuthu P. Enhanced biodegradation of spent motor oil in soil amended with organic wastes. *Water Air Soil Pollut.* 2010;(209):173–179.
- [4] Onibon VO, Fagbola O. Evaluation of bioremediation efficiency of crude oil-polluted soils as influenced by application of composts and NPK fertilizer. *Fres. Environm. Bull.* 2013;(22):61–66.
- [5] Arno OB, Arabskii AK, Bashkin VN, Galiulin RV, Galiulina RA, Alekseev AO, Salbiev TX-M, Serebryakov EP. Patent 2611159 of the Russian Federation. *Sposob otsenki effektivnosti rekul'tivatsii posredstvom torfa narushennykh tundrovyykh pochv s razlichnoi polnoi vlogoemkost'yu* [Method for assessing the effectiveness of reclamation by means of peat of disturbed tundra soils with different moisture capacity]. Bull. Invent. 2017. No. 6.
- [6] GOST R 57447-2017. *Nailuchshie dostupnyye tekhnologii. Rekul'tivatsiya zemel' i zemel'nykh uchastkov, zagryaznennykh nef't'yu i nefteproduktami. Osnovnyye polozheniya* [The best technology available. Reclamation of lands contaminated with oil and oil products. The main provisions]. Moscow: Standartinform Publ.; 2019.
- [7] Chukhareva NV, Shishmina LV. Comparison of the sorption properties of peat of high and low types with respect to marketable oil and stable gas condensate. *Chemistry of plant raw materials.* 2012;(4):193–200.
- [8] Burmistrova TI, Alekseeva TP, Stakhina LD, Seredina VP. The study of peat properties to solve environmental problems. *Chemistry of plant materials.* 2009;(3):157–160.
- [9] Galiulin RV, Bashkin VN, Galiulina RA. The decomposition of oil hydrocarbons in the soil under the action of peat compost. *Chemistry of solid fuels.* 2012;(5):52–53.
- [10] Burmistrova TI, Alekseeva TP, Perfilieva VD, Tereshchenko NN, Stakhina LD. Biodegradation of oil and oil products in soil using ameliorants based on activated peat. *Chemistry of plant raw materials.* 2003;(3):69–72.
- [11] Adelfinskaya EA, Belyaev AM. A study of the effectiveness of the microbiological stage of reclamation of oil-contaminated lands. *Bulatov readings.* 2018;(5):41–45.
- [12] PND F 16.1: 2.2.22-98. *Kolichestvennyy khimicheskii analiz pochv. Metodika vypolneniya izmerenii massovoi doli nefteproduktov v mineral'nykh, organogennykh, organomineral'nykh pochvakh i donnykh otlozheniyakh metodom IK-spektrometrii* [Quantitative chemical analysis of soils. Methodology for measuring the mass fraction of petroleum products in mineral, organogenic, organomineral soils and bottom sediments by IR-Spectrometry]. Moscow; 2006.

- [13] Mineev VG. *Opredelenie aktivnosti degidrogenazy. Praktikum po agrokhimii [Determination of dehydrogenase activity. Workshop on agrochemistry]*. 2nd ed. Moscow: Publishing House of Moscow State University; 2001.
- [14] Gaponyuk EI, Malakhov SV. Kompleksnaya sistema pokazatelei ekologicheskogo monitoringa pochv [Integrated system of indicators for environmental monitoring of soils]. *Migratsiya zagryaznyayushchikh veshchestv v pochvakh i sopredel'nykh sredakh [Migration of pollutants in soils and adjacent environments]*: proceedings of the 4th All-Union conference. Leningrad: Gidrometeoizdat Publ.; 1985. p. 3–10.

Article history:

Received: 22.05.2020

Revised: 27.05.2020

For citation:

Adelfinskaya EA, Myazin VA. Use of activated peat for remediation of soils contaminated with petroleum products. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020;28(2):160–171. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-160-171>

Bio notes:

Ekaterina A. Adelfinskaya, master student of the Department of Industrial Ecology and Clean Production of the ITMO National Research University. E-mail: adelfinskayakate19@gmail.com

Vladimir A. Myazin, Candidate of Biological Sciences, senior researcher of the Institute of Industrial Ecology of the North – a separate division of the Federal Research Center “Kola Scientific Center of the Russian Academy of Sciences”; senior researcher of the Saint Petersburg Research Center for Environmental Safety of the Russian Academy of Sciences. E-mail: myazinv@mail.ru



DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-172-182

UDC 504.064

Scientific article

Water quality assessment of La Tembladera wetland in Ecuador using Water Quality Index

Priscila Jackeline Arias Ordonez

*Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University),
6 Miklukho-Maklaya St, Moscow, 117198, Russian Federation
prisordonez@mail.ru*

Abstract. In developing countries, tropical wetlands are essential for human livelihoods since they storage and provide freshwater for domestic, industrial, and agricultural uses. Unfortunately, tropical wetlands are subjected to anthropogenic impacts, such as direct discharge of municipal, industrial and livestock wastewater, leading to water pollution, and thus, affecting directly or indirectly people's health. Therefore, water quality assessment of these unique ecosystems using practical tools, such as Water Quality Index (WQI) is of great importance. This study aims to assess the water quality of one tropical Ramsar wetland La Tembladera for human consumption in wet and dry tropical seasons using WQI. This index was calculated using the following physical, chemical, and biological parameters: potential hydrogen (pH), turbidity, electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), biological oxygen demand (BOD₅), chloride ions (Cl⁻), sulfates (SO₄²⁻), nitrates (NO₃⁻), iron (Fe²⁺), *Escherichia coli* (*E. coli*), and *Clostridium perfringens* (*C. perfringens*). The WQI calculations revealed high values for the wet and dry tropical seasons, displaying values of 416.63 and 427.1, respectively. The obtained values indicate that the water of La Tembladera wetland is unsuitable for human consumption. These results might be valuable for legislative decision-makers to develop further recommendations and plans to improve the water quality, either for drinking purposes or other needs.

Keywords: drinking water quality, developing country, water quality index, Ramsar wetland, La Tembladera, Ecuador

Introduction

Worldwide, wetlands are considered the most productive ecosystems. They occur as ecotones, between terrestrial and aquatic ecosystems, thus, they possess unique hydrological and soil conditions, biodiversity, etc. [1]. Wetlands play a significant role in environmental processes, such as flood control, local and regional temperature influence, retention of soils and sediments. Further, they provide habitat for unique flora and fauna, and supply important ecosystem services that contribute to human livelihood, for instance, storage and retention of freshwater for domestic, industrial, and agricultural uses; food production (fish, fruits, and grains); production of logs, fuelwood, peat, fodder, etc. [2].

© Arias Ordonez P.J., 2020



This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License
<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Due to their extraordinary ecosystem services and population growth, wetlands are often subjected to anthropogenic impact: agriculture land conversion, overexploitation of their resources, and direct discharge of municipal, industrial and livestock wastewater [3–5]. As a result of uncontrolled discharges of municipal and industrial effluents, a significant change in the ecosystem can occur, resulting in water pollution, eutrophication, pathogen development, and physicochemical changes in surface waters. Thus, an epidemiological danger situation can arise [6]. People's health in Ecuador directly depends on water quality because surface water bodies, including wetlands, are the main and the only water sources for human needs and consumption. At present, the threat of waterborne diseases and epidemics is still a serious problem for developing countries, including Ecuador [7]. Besides, poor water quality has a negative impact on aquatic life preservation [8].

The resilience of wetland ecosystems is provided by self-purification potential, however this resilience can significantly change under extra anthropogenic load. This situation is observed in La Tembladera wetland, which is one of the 19 Ramsar sites in Ecuador since 2011, consequently acquiring international status for protection and rational use of resources. The main wastewater sources in La Tembladera are households, cattle excretion discharges, and agricultural runoff [8]. Four coastal communes (San Jose, La Florida, Las Crucitas, San Agustin) are situated along the western zone of the wetland, with an approximately population of 635 people [9]. Due to the absence of a sewerage system, whose construction started only in July 2018, the domestic wastewater is discharged directly or through pipelines (constructed by local residents) into the wetland's water zone and its surrounding territory. Also, the adjacent territory to the object is mainly used for cattle grazing, as well as for short-cycle crops (tomato, pepper, watermelon, rice, sugar cane, cocoa, lemon, pitahaya, mango) and pasture grasses [4; 10]. La Tembladera supplies water for Brahman and Brownsuiz cattle (around 812 head of cattle), whose physiological excretions are also discharged into the wetland [9].

Therefore, water quality assessment of these unique ecosystems has become crucial to determine the pollution level in the first instance, and after that, to develop and implement preventive actions and sustainable resource management plans in developing countries [11]. A practical and simple tool to describe the water quality, at a given time, is the estimation of the water quality index (WQI) based on weights for an individual parameter. The WQI integrates several physical, chemical, and biological parameters. The first WQI was developed by [12], since then, different modifications and methods for the calculation have been proposed by different national and international organizations [13]. WQI allows to assess and demonstrate changes (annual cycles, spatial and temporal variations) in water quality and to identify water trends even at low concentrations [11; 13]. Therefore, the aim of this study was to evaluate the water quality of La Tembladera wetland for human consumption in wet and dry tropical seasons using WQI.

Materials and methods

Object of study. The present study was carried out in La Tembladera wetland, which is a continental-type freshwater wetland located in the southwestern coast of Ecuador, canton Santa Rosa, in the province El Oro (3° 29' 26" S, 79° 59' 43" W;

12–32 m a.s.l.). The region has a tropical climate, which is characterized by the alternation between rainy or wet (winter) season, whose monthly average precipitation is 170 mm, and dry season (summer) with an average precipitation of 10.2 mm [5; 10].

The water body area occupies 1,471.19 ha, its permanent water area is 104 ha [10]. The flooded area depends on the season, the water surface may reach 188 ha during the wet season, and the land surface 1,199 ha. The wetland monthly average water temperature is 25.82 °C. La Tembladera is mainly fed by the Santa Rosa and Arenillas rivers through a canals system: Estero Pinto ($0.041 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) and San Agustín ($23.43 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), respectively [5]. During the wet season, the wetland annual average flow rate is $14.50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, the monthly maximum is $61.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, and the minimum $0.20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; while during the dry season the flow rate is usually $0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ [5].

La Tembladera belongs to the life zone “Tropical Spiny Mountain” (in Spanish language: “Monte Espinoso Tropical”). For much of the year the wetland water table is near the land surface, hence the vegetation is adapted to moisture conditions, for instance, water lettuce (*Pistia stratiotes*), water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), common cattail (*Typha latifolia*) and white lotus (*Nymphaea lotus*) [14]. This ecosystem supports 43 plants species, is the habitat for 80 waterfowl birds, 14 fish species, 8 reptiles and 20 mammals [10].

Water sampling and laboratory analysis. The water sampling was carried out in August 2018 and April 2019, corresponding to the dry and wet tropical seasons, respectively, at three sites with different levels of anthropogenic load: the site No. 1 was located near a small village, whose wastewater and wastes were discharged into the wetland territory; the site No. 2 was located at 20 m from the wetland shore, being a vegetation-free water surface; the site No. 3 was near a boat dock, an area with coastal vegetation and aquatic macrophytes, the area covered by macrophytes on the water surface was 40%. A total of 63 water samples were taken. During the field survey, air temperature in August was 24.1 °C, while in April was 27.8 °C. The water quality analysis was conducted regarding water temperature (T), potential hydrogen (pH), turbidity, electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), biological oxygen demand (BOD₅), chloride ions (Cl⁻), sulfates (SO₄²⁻), nitrates (NO₃⁻), Fe²⁺, *Escherichia coli* (*E. coli*), and *Clostridium perfringens* (*C. perfringens*).

The water temperature was measured at a depth of 0.2–0.5 m using an alcohol thermometer with an accuracy of 0.1 °C. Potential hydrogen was determined using Mettler Toledo and Expert-001 pH meters. Turbidity was measured using spectrophotometric method. DO was measured using Bante821 portable Dissolved Oxygen Meter. Biochemical oxygen demand was estimated using standard methods described by the Russian regulatory document NDP 10.1:2:3.131-2016. Sulfates were measured using conductometric titration method. Chloride ion concentrations were determined using the Mohr method. Nitrates were measured using the potentiometric method. Iron ion was measured using flame atomic absorption spectrometry. The electrical conductivity and nitrates data for the dry season were acquired from a scientific study [15]. Bacteria of the *E. coli* group were determined by membrane filters method, and for identifying *C. perfringens* the Omelyansky medium was used.

Water quality index. WQI was determined based on important human health parameters. Water quality standards for human consumption and domestic uses from “Unified Text of Environmental Secondary Normative or TULSMA of Ecuador” (in Spanish language: “Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio”) [16]

and also standards recommended by the World Health Organization (WHO) [17] were used. The algorithm for the WQI calculation includes 4 steps [18].

1. For each parameter, a weight (W_i) from 1 to 4, according to different experts in previous studies was assigned. In terms of importance for drinking purpose, the value “1” is the least important, and the value “4” is the most important. The mean values of the given weights for each parameter are presented in Table 1 and these values were used for the calculations. Due to the scarce information about weight values for Clostridia in the literature, the weight has been proposed by the author.

Table 1

Assigned weight values from the literature to the water quality parameters

Reference	pH	Turbidity	DO	EC	BOD ₅	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Fe ²⁺	<i>E. coli</i>
[19]	1	4	4	4	3	2	1	2	–	3
[19]	1	–	4	–	2	–	–	3	–	4
[19]	4	–	4	4	4	–	–	–	–	–
[19]	4	2	4	2	3	–	–	–	–	–
[19]	1	–	4	1	3	2	1	2	–	–
[19]	1	2	4	2	3	2	1	2	–	–
[19]	4	2	4	2	3	–	1	–	–	4
[11]	1	2	4	4	3	–	1	2	–	3
[19]	2.1	2.4	4	2.7	3	–	–	2.2	–	–
[20]	4	–	–	–	–	3	3	4	3	–
[21]	4	2	4	2	–	–	3	4	–	–
[22]	4	1	4	4	–	–	1	–	–	–
Proposed weight	2.6	2,2	4	2.8	3	2.3	1.5	2.7	3	3.5

2. The relative weight was calculated using the following equation:

$$RW = W_i / \sum W_i, \tag{1}$$

where W_i is the assigned weight to each parameter, and RW is the calculated relative weight.

The Table 2 summarizes the calculated relative weights.

Table 2

Standards and relative weights for different water quality parameters

Parameters	Units	Standards		Wet season		Dry season	
		Ecuador	WHO	Weight (W_i)	Relative weight (RW)	Weight (W_i)	Relative weight (RW)
pH	–	6–9	6.5–8	2.6	0.10441767	2.6	0.107438
Turbidity	NTU	10	5	2.2	0.08835341	–	–
DO	mg·L ⁻¹	6	–	–	–	4	0.1652893
EC	μS·cm ⁻¹	–	400	–	–	2.8	0.1157025
BOD ₅	mg·L ⁻¹	2	–	3	0.12048193	–	–
SO ₄ ²⁻	mg·L ⁻¹	250	250	2.3	0.09236948	–	–
Cl ⁻	mg·L ⁻¹	250	250	1.5	0.06024096	1.5	0.0619835
NO ₃ ⁻	mg·L ⁻¹	10	50	27	0.10843373	2.7	0.1115702
Fe ²⁺	mg·L ⁻¹	0.3 – 1.0	0.3	3	0.12048193	3	0.1239669
<i>E. coli</i>	1 ml	–	1	3.6	0.14457831	3.6	0.1487603
<i>C. perfringens</i>	1 ml	–	1	4	0.16064257	4	0.1652893
				Σ = 24.9	Σ = 1	Σ = 24.2	Σ = 1

3. For each parameter, a quality range scale was calculated using the equation (2). For pH and DO the equation (3) was used.

$$Q_i = (C_i / S_i) \times 100, \tag{2}$$

$$Q_i = (C_i - V_i / S_i - V_i) \times 100, \tag{3}$$

where C_i is the value of the water quality parameter obtained from the analyzed water samples, S_i is the value of water quality parameter reported by WHO or Ecuadorian standards, Q_i is the quality rating, and V_i is the ideal value of 7.0 for pH and 14.6 for DO.

Equations (2) and (3) ensure that $Q_i = 0$ when the analyzed parameter is absent in the water sample, and $Q_i = 100$ when the value of the parameter is equal to its permissible concentration in accordance with the standards. Therefore, the higher the value of Q_i , the more polluted the water.

4. At the final stage, each sub-index parameter (S_{li}) was calculated using the expression (4). The WQI was estimated employing the equation (5). For both seasons, the obtained WQI was classified as <50 – excellent; 50–100 – good; 100–200 – poor; 200–300 – very poor; >300 – unsuitable for drinking purposes [19].

$$S_{li} = RW \times Q_i, \tag{4}$$

$$WQI = \sum S_{li}. \tag{5}$$

Results and discussion

The Table 3 shows the mean values (M) of the analyzed physical, chemical, and biological parameters, and the obtained values of WQI. For both seasons, the calculated WQI reveals that water is unsuitable for human consumption according to the water quality classification: in the wet season the WQI is 416.63. The variables that increase this value are turbidity, Fe^{2+} , *E. coli* and *C. perfringens*, since their Q_i values are over 100, which means that they do not meet the standards for water quality. Analogously, the variables that increase the WQI (427.1) in the dry season are the Q_i values over 100 of DO and microbiological parameters.

Table 3

WQI of La Tembladera wetland in Ecuador

Parameters	Units	Wet season			Dry season			
		M	Q_i	S_{li}	M	Q_i	S_{li}	
pH	–	6.51	98	10.23	6.67	66	7.09	
Turbidity	NTU	25.5	510	45.06	–	–	–	
DO	mg·L ⁻¹	–	–	–	2.004	146.46	24.21	
EC	μS·cm ⁻¹	–	–	–	325	81.25	9.40	
BOD ₅	mg·L ⁻¹	1.58	79	9.528	–	–	–	
SO ₄ ²⁻	mg·L ⁻¹	1.55	0.62	0.057	–	–	–	
Cl ⁻	mg·L ⁻¹	3.15	1.26	0.076	127.8	51.13	3.17	
NO ₃ ⁻	mg·L ⁻¹	0.41	4.1	0.445	0.57	5.7	0.64	
Fe ²⁺	mg·L ⁻¹	0.45	150	18.072	0	0	0	
<i>E. coli</i>	1 ml	10.6	1.060	153.25	11.27	1.127.33	167.70	
<i>C. perfringens</i>	1 ml	11.2	1.120	179.92	13	1.300	214.88	
				WQI = 416.63	WQI = 427.1			

The calculated sub-indices revealed that exists a slightly difference of Fe^{2+} , *E. coli* and *C. perfringes* between seasons, while for pH, Cl^- , and NO_3^- no significant differences were detected. In the dry season, the biological parameters were higher than in the wet season, whereas there was less Fe^{2+} concentration in the dry season (Figure).

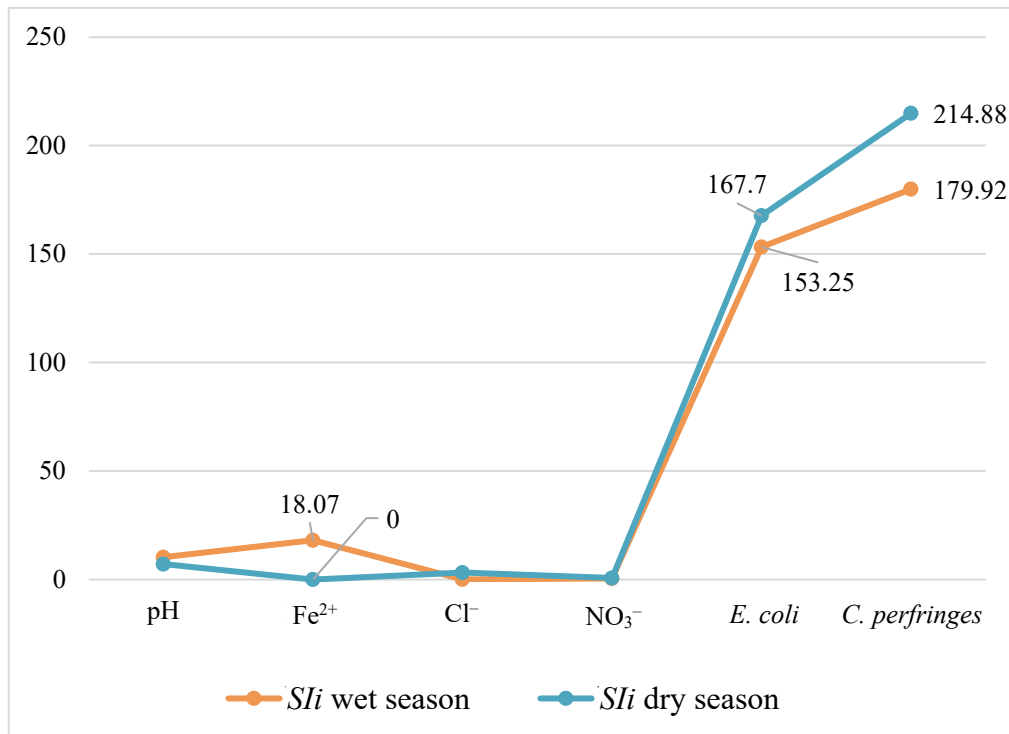


Figure. Calculated SII for different water quality parameters of La Tembladera wetland in Ecuador

Physical-chemical parameters. In the dry season the average water temperature was 25.6 ± 0.40 °C, while in the wet season was 33 ± 0 °C. According to Ecuador's water quality standards these values are within the acceptable limits.

Potential hydrogen. The mean for pH was 6.51 in the wet season and 6.67 in the dry season, thus water can be classified as weakly acidic. These values are within the WHO and Ecuadorian standards, hence, the Q_i values for this parameter are less than 100, leading to a low WQI. The SII for pH doesn't show notable difference between seasons. The sub-index is slightly higher in the wet season, however, in summer a value of 6.37 was observed at site No. 1, which is under the WHO guidelines.

Turbidity. The average turbidity was 25.5 NTU in the wet season, which exceeds the WHO guidelines by 5 times and the Ecuadorian by 2.5 times. The maximum obtained value was 42 NTU in the wetland shore (near the boat dock) and the minimum was 9 NTU at site No. 2. The values of turbidity are significantly high, which might be explained by the constant rainfalls and the consequent runoff that washes solid matter from the adjacent territory toward the water body. In this season, the average precipitation reaches 170 mm [5].

Dissolved oxygen. The average values below 3 mg/l, which are under the permissible Ecuadorian limits, and the high assigned weight to this parameter influ-

enced the high *SIi* of 24.21. Low concentrations of DO are a result of the limited transfer from the air to the water mirror due to a dense vegetation of free-floating aquatic macrophytes (*Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes*). They cover approximately 75% of the water surface during the dry season [8]. Besides, due to the typical saturation and flood conditions of wetlands, where anaerobic conditions predominate, the DO is usually low.

Electrical conductivity. The value of EC at the water surface was $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ and increased to $450 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ in the bottom waters. The average value of this parameter does not contribute to the WQI, nevertheless the EC values indicate that water was considerably ionized, since the dissolved solids amount in water determines the electrical conductivity. Therefore, the detected values might be due to a significant dissolved solids concentration in water.

Biological oxygen demand. Low concentrations of biodegradable organic matter were detected. The values match with Ecuadorian norms on water quality and suggest that exists low load of domestic wastes and wastewater, cattle excretion discharge and vegetal detritus. According to The National Water Secretariat of Ecuador (SENAGUA), in 2018 one inhabitant consumed in average 249 liters of water per day, then taking into account the coastal communes population of the wetland (635 people), and a return coefficient of 80%, the volume of domestic discharge into the wetland is about 126.5 m^3 per day, that is $45,540 \text{ m}^3$ per year. Since wetlands are natural filters of several pollutants, involving microbiological and vegetation processes, it can be assumed that La Tembladera controls the given load of organic matter.

As regards sulfates and nitrates, the *SIi* of NO_3^- between seasons does not show significant differences. The obtained *SIi* for these anions is due to the detected low concentrations, which can be explained by the fact that in the surrounding area, where the samples were taken, no evidence of intensive agriculture was observed. This indicates that agriculture activities do not contribute to SO_4^{2-} and NO_3^- inputs, and do not represent a hazard for human health.

Chlorides. The obtained *Qi* values for Cl^- are very low (<100), which indicates that the mean values from the samples comply the standards. In the dry season the Cl^- concentrations were higher (127.8) than in the wet season (1.26). High concentrations of chloride in summer could be related to sewage mixing, organic waste of animal origin, temperature increases, and evapotranspiration by water [5]. Moreover, Cl^- can enter to the ecosystem by atmospheric deposition, agricultural and irrigation discharges. High concentrations of chloride also indicate a decrease of aerobic bacteria, which is reflected in the low concentrations of DO.

Iron. Concentrations of Fe^{+2} over permissible limits were detected in water samples of the wet season, hence the WQI increased for this season. This fact represents a danger not only for humans, but also for cattle, as this wetland water is their main source of drinking water. High iron concentrations in drinking water may arise from natural levels in ground water, run-off from mining or other contaminating sources. La Tembladera receives water inputs from the Santa Rosa river by the canal Bellavista and the Estero Pinto, and artisanal mining is conducted in the microbasin of this river [8; 9]. However, this cannot be considered direct iron source since the detected concentrations are low. The main iron sources at the sampling sites can be related to the boat dock, where corrosion of iron containing metals was observed during the field survey.

Biological parameters. Concentrations of *E. coli* and *C. perfringens* were significantly high in both seasons. The detected *E. coli* in all the water samples confirms a recent and constant fecal contamination. The high concentration of *C. perfringens*, particularly in water samples at sites 2 and 3, is an indicator of fecal contaminants accumulation at the bottom of the wetland. These results corroborate the constant water contamination due to domestic wastewater and cattle excretion discharges into the water body. The detected fecal contamination indicators do not comply with the standards for water quality. Therefore, due to their high weights and strict guidelines, these microbiological parameters contributed the most to increase the WQI.

Conclusion

The WQI calculations revealed high values for both seasons, the wet and dry tropical seasons present values of 416.63 and 427.1 respectively. The parameters that increased the WQI in the rainy season are turbidity, Fe^{2+} , *E. coli*, and *C. perfringens*; while in the summer, DO and microbiological parameters. This means that these variables did not meet the standards for water quality since their Q_i values were over 100, hence based on the equation (3), a value equal to its permissible concentration has a $Q_i = 100$, thus, the expression $Q_i > 100$ indicates an increase of the pollutant concentration. As expected, the water quality assessment using a water quality index proves that the water of La Tembladera wetland is unsuitable for human consumption. These results confirm previous findings [5], where a Simplified Index of Water Quality (SIWQ) was used to assess the water quality of La Tembladera in 2016. The obtained values range from 10 to 39, determining the water quality as very poor and unsuitable for drinking purposes.

This study has led us to conclude that the application of Water Quality Index is a simple and useful tool for evaluating water quality of tropical wetlands. This is needed in Ecuador and other developing countries of tropical regions, as lack of information about anthropogenic impacts on wetlands water resources, due to a non-existent specific budget for wetland management, is a current problem. Therefore, the obtained results in this study might be valuable for legislative decision-makers to develop further recommendations and projects to improve water quality, either for drinking purposes or other needs. Also, this research is beneficial in order to bring together diverse stakeholders interested in wetlands protection. Since La Tembladera provides water for human needs and consumption, agricultural irrigation systems, and drinking supply for cattle, water resources monitoring and assessment are suggested to be regularly carried out.

Acknowledgements and Funding. The author would like to thank the Laboratory of Chemistry and Microbiology of the Technical University of Machala in Ecuador for the support in the sample analysis.

References

- [1] Zhou L, Guan D, Huang X, et al. Evaluation of the cultural ecosystem services of wetland park. *Ecol. Indic.* 2020;114. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106286.
- [2] Finlayson M, D’Cruz R, Davidson N. *Ecosystems and Human Well-Being Wetlands and Water: Synthesis*. Washington: Island Press; 2005.

- [3] *Management and Protection of Mediterranean Groundwater-Related Coastal Wetlands and Their Services*. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization; 2019.
- [4] Arias OP, Mazina S, Kharlamova M, Kurbatova A. Sanitary and hygienic assessment of the wetland La Tembladera (Ecuador). In: *Earth & Planetary Sciences. SGEM 2019: Proceedings of the 19th International Multidisciplinary Scientific GeoConference (30 June – 6 July 2019, Albena, Bulgaria)*. Sofia: STEF92 Technology Ltd; 2019. p. 673–678. doi: 10.5593/sgem2019/5.2/S20.084.
- [5] Reyes Quevedo PE. *Evaluación de la calidad de agua en el humedal La Tembladera utilizando índices de contaminación* (Dissertation). Quito: Universidad Internacional SEK; 2017.
- [6] Denny P. Implementation of constructed wetlands in developing countries. *Water Sci. Technol.* 1997;35(5):27–34.
- [7] Konnerup D, Koottatep T, Brix H. Treatment of domestic wastewater in tropical, sub-surface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecol. Eng.* 2009; 35(2):248–257. doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.04.018.
- [8] Ministry of the Environment of Ecuador (MAE). *Plan de Manejo Participativo del humedal La Tembladera El Oro-Santa Rosa: Guayaquil, Ecuador*. 2009, November. (In Spanish.) Available from: <http://suia.ambiente.gob.ec/documents/783967/890928/Plan+de+manejo+participativo+del+humedal+La+Tembladera.pdf> (accessed: 25.05.2020).
- [9] GADP Bellavista. *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Parroquial Rural de Bellavista 2015–2019: Bellavista, Ecuador*. (In Spanish.) Available from: http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdiagnostico/0760030840001_0760030840001_DIAGNOSTICO_BELLAVISTA_29-10-2015_11-16-55.pdf (accessed: 25.05.2020).
- [10] Ramsar Sites Information Service. *Ramsar Information Sheet (RIS): Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR) – Versión 2009–2012*. Updated December 2011. (In Spanish.) Available from: <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/EC1991RIS.pdf> (accessed: 25.05.2020).
- [11] Pesce S, Wunderlin D. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water Res.* 2000;34(11):2915–2926. doi: 10.1016/s0043-1354(00)00036-1.
- [12] Horton RK. An index number system for rating water quality. *J. Water Pollut. Control Fed.* 1965;37(3):300–306.
- [13] Tyagi S, Sharma B, Singh P, et al. Water quality assessment in terms of water quality index. *Am. J. Water Resour.* 2013;1(3):34–38. doi: 10.12691/ajwr-1-3-3.
- [14] United Nations Development Programme (UNDP). *Environmental services valuation report and the estimation of the opportunity cost of land use*. El Oro; 2012. (In Spanish.) Available from: https://info.undp.org/docs/pdc/Documents/EQU/Valoracion%20Servicios%20Ambientales_Humedal%20La%20Tembladera.pdf (accessed: 25.05.2020).
- [15] Lopez-Blanco C, Sinev AY. Cladocera biodiversity in La Tembladera Lake (Ecuador): a palaeolimnological approach. *Crustaceana*. 2016;89(14):1611–1637. doi: 10.1163/15685403-00003605.
- [16] Ministry of the Environment of Ecuador (MAE). *TULSMA: Environmental quality and effluent discharge standard: water resource* (book 6, annex 1). 2017. (In Spanish.) Available from: <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu112180.pdf> (accessed: 25.05.2020).
- [17] World Health Organization. *Guidelines for Drinking Water Quality*. 4th ed. Geneva; 2017. Available from: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf> (accessed: 25.05.2020).
- [18] Alobaidy AHMJ, Abid HS, Maulood BK. Application of Water Quality Index for Assessment of Dokan Lake Ecosystem, Kurdistan Region, Iraq. *JWARP*. 2010;02(09): 792–798. doi:10.4236/jwarp.2010.29093.
- [19] Fathi P, Ebrahimi E, Mirghafary M, et al. Water quality assessment in Choghakhor Wetland using water quality index (WQI). *Iran J. Fish. Sci.* 2016;15(1):508–523.

- [20] Ramakrishnaiah CR, Sadashivaiah C, Ranganna G. Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. *E-Journal of Chemistry*. 2009;6(2):523–530. doi:10.1155/2009/757424.
- [21] Das BD, Kumar BN, Mishra RK, et al. Assessment of water quality index for the surface water in Betna wetland of Morang District, Nepal. *JETIR*. 2018;5(2):831–834.
- [22] Rubio-Arias H, Ochoa-Rivero JM, Quintana RM, et al. Development of a Water Quality Index (WQI) of an Artificial Aquatic Ecosystem in Mexico. *JEP*. 2013;04(11):1296–1306. doi:10.4236/jep.2013.411151.

Article history:

Received: 28.05.2020

Revised: 08.06.2020

For citation:

Arias Ordonez PJ. Water quality assessment of La Tembladera wetland in Ecuador using Water Quality Index. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020;28(2):172–182. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-172-182>

Bio note:

Priscila Jackeline Arias Ordonez, master, assistant of the Department of Environmental Monitoring and Forecasting of the Ecological Faculty of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0003-2204-0516>, Scopus Author ID: 57205164518, ResearcherId: T-4051-2018, Mendeley profile: <https://www.mendeley.com/profiles/priscila-arias2/>. E-mail: prisordonez@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-172-182

Научная статья

**Оценка качества воды
водно-болотного угодья Ла Тембладера в Эквадоре
на основе индекса качества воды WQI**

П.Х. Ариас Ордоньес

*Российский университет дружбы народов,
Российская Федерация, 117198, Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6
prisordonez@mail.ru*

Аннотация. Тропические водно-болотные угодья имеют важное значение для жизнедеятельности человека, поскольку они хранят и обеспечивают пресную воду для бытового, промышленного и сельскохозяйственного использования, особенно в развивающихся странах. Несмотря на это, водно-болотные угодья часто подвергаются антропогенным воздействиям, таким как прямой сброс муниципальных, промышленных и животноводческих сточных вод, что приводит к загрязнению воды и в свою очередь прямо или косвенно влияет на здоровье людей. Именно поэтому оценка качества воды этих уникальных экосистем с использованием практических инструментов, таких как индекс качества воды WQI, имеет большое значение. Целью исследования являлась оценка качества воды для использования в питьевых целях водно-болотного угодья Ла Тембладера в разных тропических сезонах, применяя WQI. Проведен анализ воды и расчет индекса по некоторым физико-химическим и биологическим параметрам: потенциаль-

ный водород (рН), мутность, электропроводность, растворенный кислород, биохимическое потребление кислорода (БПК₅), хлорид-ионы (Cl⁻), сульфаты (SO₄²⁻), нитраты (NO₃⁻), железо (Fe²⁺), *Escherichia coli* (*E. coli*) и *Clostridium perfringens* (*C. perfringens*). Выявлены высокие значения как для влажного, так и для сухого сезонов: 416,63 и 427,1 соответственно. Таким образом, качество воды водно-болотного угодья Ла Тембладера может быть оценено как неудовлетворительное для применения в качестве питьевой для населения. Полученные результаты будут полезны лицам, принимающим законодательные решения, а также для разработки дальнейших рекомендаций и проектов по улучшению качества воды, как для питьевых целей, так и для других нужд.

Ключевые слова: качество питьевой воды, развивающиеся страны, индекс качества воды, водно-болотное угодье Рамсар, Ла Тембладера, Эквадор

Благодарности и финансирование. Автор выражает благодарность сотрудникам лаборатории химии и микробиологии Технического университета г. Мачала (Эквадор) за помощь при проведении анализов проб.

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 28.05.2020

Дата принятия к печати: 08.06.2020

Для цитирования:

Arias Ordonez P.J. Water quality assessment of La Tembladera wetland in Ecuador using Water Quality Index // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. Т. 28. № 2. С. 172–182. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-172-182>

Сведения об авторе:

Ариас Ордоньес Присцила Хакелине, магистр, ассистент кафедры экологического мониторинга и прогнозирования экологического факультета Российского университета дружбы народов. ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0003-2204-0516>, Scopus Author ID: 57205164518, ResearcherId: T-4051-2018, Mendeley profile: <https://www.mendeley.com/profiles/priscila-arias2/>. E-mail: prisordonez@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-183-191

УДК 595.575

Научная статья

Зообентос реки Цраудон, бассейн реки Терек

И.Э. Джюева, С.К. Черчесова*, О.А. Новаторов, З.К. Цагаева

*Северо-Осетинский государственный университет имени К.Л. Хетагурова,
Российская Федерация, 362025, Владикавказ, ул. Ватутина, 44–46*

*cherchesova@yandex.ru

Аннотация. В работе приведены сведения о фауне амфибиотических насекомых, обитающих в реке Цраудон; рассмотрены вопросы экологии видов и динамика видового разнообразия. Собранный материал в составе классов Turbellaria (Tricladida), Crustacea (Amphipoda), Arachnida (Hydracarina), Insecta (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Diptera), Gastropoda (Pulmonata) представлен 55 видами из 29 семейств; среди зообентоса доминируют Insecta (87 %). Все насекомые, за исключением отряда Odonata, представлены литореофильными стенотермными видами.

Ключевые слова: амфибиотические насекомые, видовой состав, поденки, веснянки, ручейники, двукрылые, стрекозы, река Цраудон

Введение

Водотоки – это наиболее информативные компоненты ландшафтов, суммирующие информацию о трансформациях различной этиологии, протекающих в пределах того или иного бассейна, и влияющие на организмы зообентоса, ключевые группы которого представлены в системе водотоков Северного Кавказа (бассейн реки Терек) амфибионтными личинками насекомых.

Комплексное изучение малых рек – основных источников питьевой воды – важнейший инструмент биомониторинга, позволяющий выявлять малейшие изменения состояния поверхностных вод. Малые реки, к которым относится и река Цраудон, – это природные «заповедники» автохтонной амфибионтной фауны. Биоразнообразие фауны амфибиотических и водных насекомых, а также представителей других таксономических групп определяет стабильность гидробиоценозов бассейна. Очень важно, что видовой состав и численность фаунообразующих таксонов является чувствительным, зачастую единственным надежным инструментом при проведении биомониторинга, дающего достоверную информацию о благополучии водотока.

Река Цраудон (приток реки Урсдон) типичная малая горная река (рис. 1) протяженностью до 40 км, истоки реки заложены на Лесистом хребте на высоте 2800 м [1; 2].

© Джюева И.Э., Черчесова С.К., Новаторов О.А., Цагаева З.К., 2020



This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License
<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

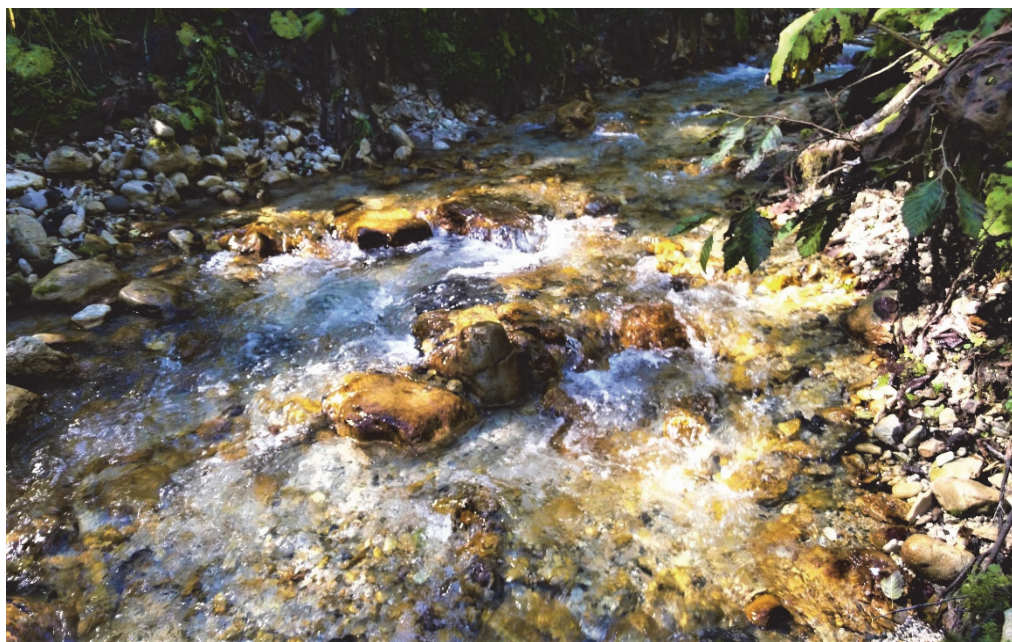


Рис. 1. Река Цраудон в верхнем течении
[Figure 1. River Tzraudon in the upper reaches]

Цраудон несет свои невысокие воды по горнолесной и предгорной зонам; уровень воды поддерживается подземными водами, дождевые осадки имеют особое значение (обильные сезонные дожди приводят к селевым процессам, которые наиболее типичны для конца весны и начала лета). Скорость течения воды на различных участках – 1,0–1,8 м/с. Летняя температура воды – 12–15 °С.

Материал и методы

В ходе работы были установлены два стационарных пункта наблюдения: 1 – горнолесной участок реки, 2 – предгорный (окрестности одноименного населенного пункта Црау), а нижнее течение реки (до слияния с рекой-приемником Урсдон) обследовано маршрутно.

Материал представлен 3000 экземплярами личинок, куколок и имаго насекомых, моллюсками, бокоплавами, планариями, водными клещами, которые объединяются в 55 видов, 29 семейств, 9 отрядов и 5 классов: Turbellaria (Tricladida), Crustacea (Amphipoda), Arachnida (Hydracarina), Insecta (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Diptera), Gastropoda (Pulmonata). Видовая принадлежность определялась по определительным ключам [3–5].

Ключевое положение в составе зообентоса занимают (Insecta), представленные 5 отрядами, 23 семействами и 48 видами.

Все остальные представители зообентоса (моллюски, планарии, бокоплавы) представлены 7 видами из 6 семейств, 4 отрядов, 4 классов).

Результаты и обсуждение

Как мы уже упоминали в [6], поденки (Ephemeroptera) представлены 11 видами из 5 семейств: наиболее многочисленным в сборах является семейство Heptageniidae (5), за ним следуют поденки семейства Baetidae (3), остальные

семейства включают по одному виду – EphemereLLidae (1), Oligoneuriidae (1), Caenidae (1). Таксономический вес семейств представлен на рис. 2. Из диаграммы видно, что доминируют Heptageniidae (46%), Baetidae (27%), EphemereLLidae, Oligoneuriidae, Caenidae (по 9% каждое).

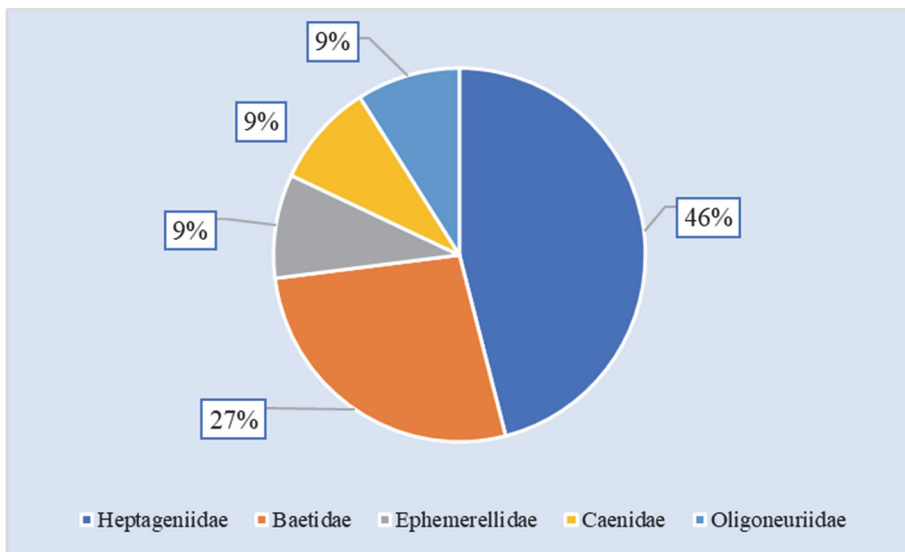


Рис. 2. Соотношение семейств в отряде Ephemeroptera
[Figure 2. The ratio of families in the order Ephemeroptera]

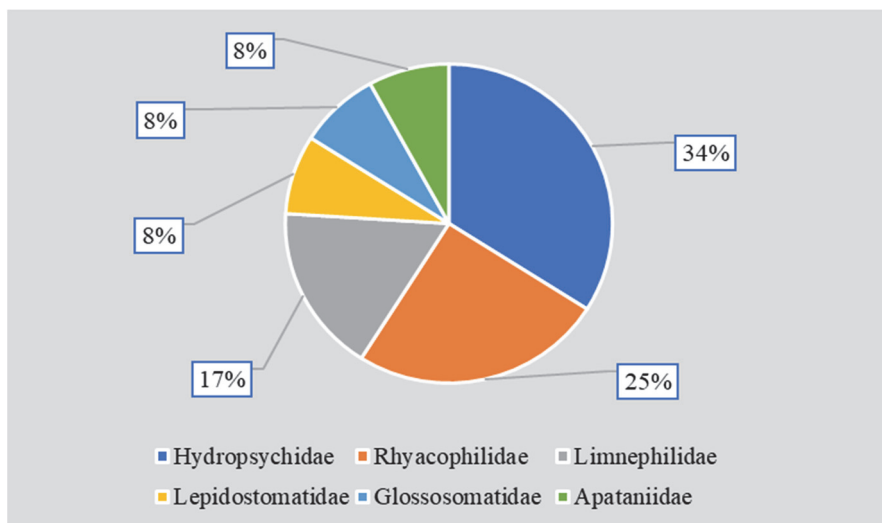


Рис. 3. Соотношение семейств в отряде Trichoptera
[Figure 3. Ratio of families in the order Trichoptera]

Для отряда ручейники (Trichoptera) установлено 12 видов из 6 семейств: Hydropsychidae (4) и Rhyacophilidae (3) представлены наибольшим числом видов, за ними следуют ручейники семейства Linnephilidae (2), семейства Lepidostomatidae (1), Glossosomatidae (1), Apataniidae (1) включают по одному виду, однако Glossosomatidae и Apataniidae довольно часто встречаются в реке Цраудон и ее притоках (плотность на отдельных участках достигает 100–200 экз./м²), а ручейники семейства Lepidostomatidae встречаются редко

(плотность 1–3 экз./м²). Таксономический статус семейств представлен на диаграмме (рис. 3).

Следует отметить, что распределение ручейников в реке Цраудон и притоках отличается по составу и численности: в реке лидирующие позиции занимают семейства Hydropsychidae, Rhyacophilidae, Glossosomatidae. На предгорном участке реки доминируют семейства Hydropsychidae Glossosomatidae, в горнолесной – Rhyacophilidae; из семейства Hydropsychidae отмечены личинки и куколки *Hydropsyche angustipennis* Curt., 1834; реже встречаются ручейники семейства Apataniidae.

В ручьях-притоках на всем протяжении (горнолесной и предгорной зонах) доминируют ручейники семейств Limnephilidae, Lepidostomatidae, часто встречаются Apataniidae, редко – Hydropsychidae и Rhyacophilidae. Распределение ручейников по биотопам представлено в таблице. Из нее видно, что семейства распределены по биотопам с незначительным превосходством ручьевых форм: из 6 семейств в реке отмечено 4 (47 %), в ручьях-притоках встречается 6 семейств (53 %).

Таблица

Биотопическое распределение ручейников в реке Цраудон и ручьях-притоках
[Table. Biotopic distribution of caddisflies in the river Tzraudon and streams-tributaries]

Семейство [Family]	Река [River]	Ручьи-притоки [Streams-tributaries]
Hydropsychidae	3	2
Rhyacophilidae	2	1
Glossosomatidae	1	1
Limnephilidae	-	2
Apataniidae	1	1
Lepidostomatidae		1
Итого	7 (47 %)	8 (53 %)

Для веснянок (Plecoptera) определено 13 видов и 5 семейств: доминируют веснянки Nemouridae (5), Taeniopterygidae – 2, Perlidae – 2, Leuctridae – 2, Perlodidae – 1, Capniidae – 1; видовой статус семейств представлен на диаграмме (рис. 4).

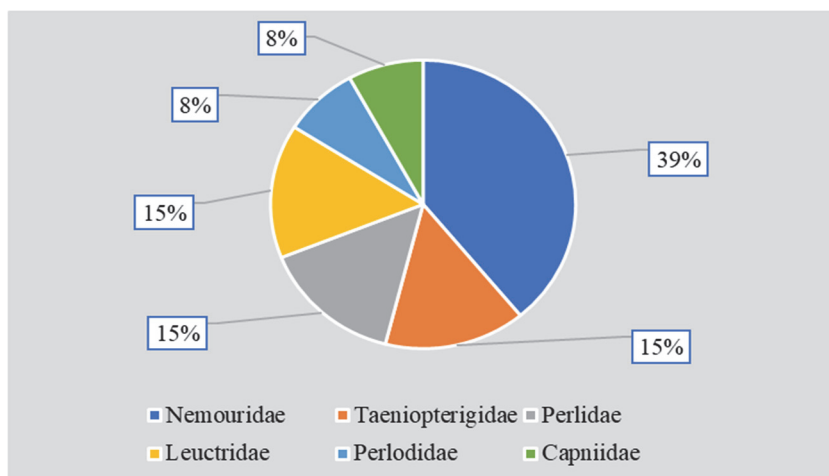


Рис. 4. Соотношение семейств в отряде Plecoptera
[Figure 4. Ratio of families in the order Plecoptera]

Как видно из диаграммы, доминируют веснянки семейства Nemouridae (39 %), Taeniopterygidae, Perlidae, Leuctridae составляют по 15 % каждое, Perlodidae и Capniidae – по 8 %.

Биотопические предпочтения отряда связаны с рекой, для ручьев наиболее характерны виды *Brachyptera transcaucasica* Zhiltz., 1956 (горно-лесная и предгорная зоны бассейна); *Amphinemura trialetica* Zhiltz., 1957 (преимущественно горнолесная зона); *Isoperla bithynica* (Kemp., 1908) встречается в горнолесной зоне; *Leuctra uncinata* Mart., 1928 (горнолесная зона). В процентном отношении речные виды составляют 77 %, ручьевые – 23 %.

Отряд Двукрылые (Diptera) представлен в составе 6 видов из 3 семейств: доминируют двукрылые семейства Simuliidae (3) и далее – Chironomidae (2), Blepharoceridae (1). Таксономическое соотношение семейств представлено на диаграмме (рис. 5).

Биотопически двукрылые распределяются следующим образом: представители семейства Blepharoceridae встречаются в верхнем течении бассейна и предпочитают высокие скорости течения, чистую воду (стенотермные, стенобионтные виды), остальные два семейства распределяются по всему продольному створу бассейна (встречаются как в реке, так и в ручьях-притоках обеих зон); однако в горно-лесной зоне часто встречаются виды *Simulium tarnogradskii* Rubtsov, 1940, *Simulium monticola* Friederichs, 1920, *Blepharicera fasciata* (Westwood), 1842, численность которых на отдельных участках реки достигает 300–370 экз./м².

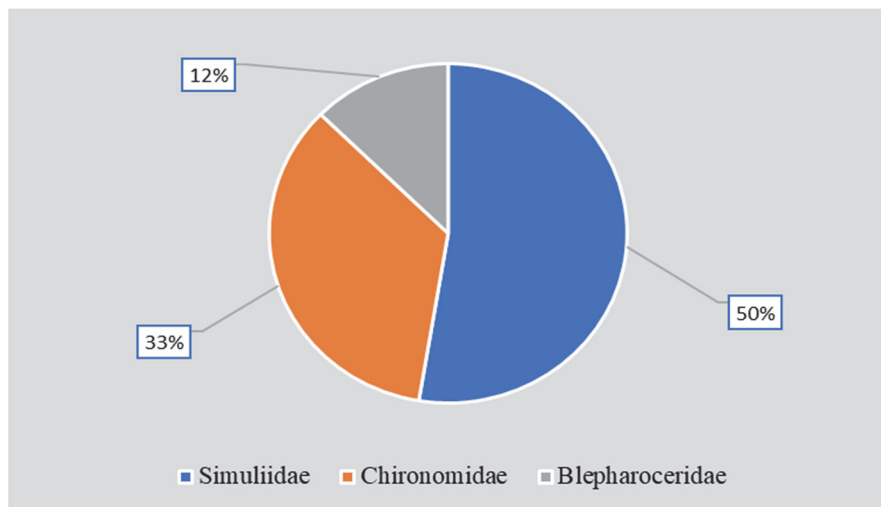


Рис. 5. Соотношение семейств в отряде Diptera
 [Figure 5. Ratio of families in the order Diptera]

Как видно из диаграммы семейству Simuliidae принадлежит 50 % всех сборов по двукрылым, Chironomidae – 33 %, Blepharoceridae – 12 %. С учетом последних исследований по изучению диптерофауны водотоков Республики Северная Осетия – Алания [7] не исключено, что количество видов и семейств отряда в бассейне реки Цраудон значительно больше.

Отряд стрекозы (Odonata) представлен 4 видами: *Libellula depressa* Linnaeus 1758, *Lestes dryas* Kirby, 1890, Стрелка красивая *Coenagrion scitulum* Rambur, 1842, *Aeshna cyanea* Müller, 1764, которые объединены в 4 семейства. Следует отме-

тить, что все виды рекомендованы для внесения в Красную Книгу республики (в основном встречаются в верхнем течении бассейна, на предгорье в лесной зоне).

Класс брюхоногих моллюсков (Gastropoda) включает 3 вида и 2 семейства: семейство катушки (Planorbidae) представлено видами *Ancylus fluviatilis* O.F. Müller, 1774 и *Planorbis planorbis* (Linnaeus, 1758); семейство Physidae – видом *Physa fontinalis* Linne, 1758, которые широко распространены на Кавказе [8].

Бокоплавы (Amphipoda) представлены широко распространенным на Кавказе видом *Gammarus pulex* Linnaeus, 1758 [9].

Водяные клещи (Hydracarina) представлены видами *Lebertia longiseta* (Libertioidae) и *Torrenticola amplexa* Koenike, 1908 (Torrenticolidae).

Планарии встречаются в верхнем течении бассейна, как в самой реке, так в ручьях-притоках, а также представлены в предгорной лесной зоне (Turbellaria: Dugesiidae, *Dugesia* sp.).

Таксономический статус представителей зообентоса еще раз говорит о ключевой роли представителей класса насекомых в гидробиоценозах горных водотоков Кавказа: Insecta – 87 %, Turbellaria – 2 %, Crustacea – 2 %, Arachnida – 4 %, Gastropoda – 5 %.

Заключение

В зообентосе реки Цраудон доминируют насекомые (87 %), все остальные (бокоплавы, планарии, водяные клещи, брюхоногие моллюски) составляют 13 %.

Наибольшим разнообразием отличается верхнее течение бассейна, на отдельных участках плотность бентоса составляет 900–1200 экз./м². На предгорном участке (в пределах населенного пункта Црау) плотность бентоса сокращается, не превышая 150–200 экз./м², устье реки (в месте слияния рек Цраудон и Урсдон) отличается скудостью фауны (средняя плотность не превышает – 50–60 экз./м²), что, видимо, является следствием изменения как режима стока реки Цраудон на данном участке, в частности увеличением температуры воды (18–20 °С), так и антропогенным влиянием на амфибионтную фауну.

Список литературы

- [1] Пхаллагова Д.М. Химическая характеристика воды рек Северной Осетии // Известия Института истории, экономики и литературы при Совете Министров СО АССР. Орджоникидзе, 1973. 360 с.
- [2] Черчесова С.К. Амфибиотические насекомые (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) рек Северной Осетии. М., 2004. 238 с.
- [3] Черчесова С.К., Жильцова Л.А. Определитель веснянок (Plecoptera) Кавказа. 2-е изд., доп. М. – Владикавказ, 2013. 113 с.
- [4] Иванов В.Д., Григоренко В.Н., Арефина Т.И. Отряд ручейники (Trichoptera) // Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 5. Высшие насекомые. М.: Академия, 2001.
- [5] Клюге Н.Ю. Отряд поденки. Ephemeroptera // Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 3. Паукообразные и низшие насекомые / под ред. С.Я. Цалолыхина; Зоологический ин-т РАН. СПб., 1997. С. 176–220.
- [6] Джиоева И.Э., Цагаева З.К., Бзыков О.Р., Новаторов О.А. Зообентоса реки Цраудон в свете антропогенного воздействия (бассейн р. Терек) // Актуальные проблемы экологии и природопользования: сборник научных трудов XXI Междуна-

родной научно-практической конференции (Москва, апрель – сентябрь 2020 г.): в 3 т. М.: РУДН, 2020. С. 105–108.

- [7] Айбулатов С.В., Будаева И.А., Прижборо А.А. К фауне мошек (Diptera: Simuliidae) Северной Осетии – Алании // Паразитология. 2019. Т. 53. № 6. С. 456–462.
- [8] Абдулмеджидов А.А., Исрапов И.М., Гатисова У.А. Видовой состав и распространение двусторчатых (Bivalvia) и брюхоногих (Gastropoda) моллюсков в пресных водоемах Дагестана // Юг России: экология, развитие. 2017. Т. 12. № 3. С. 43–52. DOI: 10.18470/1992-1098-2017-3-43-52.
- [9] Якимов А.В., Ерижоков А.Л., Львов В.Д., Катаев С.В., Цибирова Л.Л. О бокоплаве *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) рек и ручьев Кабардино-Балкарии (Центральное Предкавказье). Проблемы водной энтомологии России: материалы X(2) Трихoptерологического симпозиума. Владикавказ, 2013. С. 127–132.

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 21.07.2020

Дата принятия к печати: 28.07.2020

Для цитирования:

Джиоева И.Э., Черчесова С.К., Новаторов О.А., Цагаева З.К. Зообентос реки Цраудон, бассейн реки Терек // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. Т. 28. № 2. С. 183–191. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-183-191>

Сведения об авторах:

Джиоева Ия Эдииковна, ассистент кафедры зоологии и биоэкологии Северо-Осетинского государственного университета имени К.Л. Хетагурова. E-mail: iya.osetia@yandex.ru

Черчесова Сусанна Константиновна, доктор биологических наук, профессор кафедры зоологии и биоэкологии Северо-Осетинского государственного университета имени К.Л. Хетагурова. E-mail: cherchesova@yandex.ru

Новаторов Олег Александрович, аспирант кафедры зоологии и биоэкологии Северо-Осетинского государственного университета имени К.Л. Хетагурова. E-mail: ol.novatorov2011@yandex.ru

Цагаева Зарина Казбековна, аспирант кафедры зоологии и биоэкологии Северо-Осетинского государственного университета имени К.Л. Хетагурова. E-mail: tsagaeva.94@mail.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-183-191

Scientific article

The zoobenthos of the river Tzraudon, the Terek river basin

Iya E. Dzhioeva, Susanna K. Cherchesova*,
Oleg A. Novatorov, Zarina K. Tsagaeva

North Ossetian State University named after K.L. Khetagurov,
44–46 Vatutina St, Vladikavkaz, 362025, Russian Federation
*cherchesova@yandex.ru

Abstract. The paper provides information about the fauna of amphibious insects that live in the river Tzraudon, discusses the ecology of species, the dynamics of species diversity. The collected material in the classes Turbellaria (Tricladida), Crustacea (Amphipoda), Arach-

nida (Hydracarina), Insecta (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Diptera), Gastropoda (Pulmonata), is represented by 55 species from 29 families; among zoobenthos, Insecta dominates (87 %). All insects except the order Odonata are represented by litoreophilic, stenothermic species.

Keywords: amphibiotic insects, species composition, mayflies, stoneflies, caddisflies, dipterous, dragonflies, river Tsraudon

References

- [1] Pkhallagova DM. Khimicheskaya kharakteristika vody rek Severnoi Osetii [Chemical characteristics of water in the rivers of North Ossetia]. *Izvestiya Instituta istorii, ekonomiki i literatury pri Sovete Ministrov SO ASSR [Proceedings of the Institute of History, Economics and Literature under the Council of Ministers of the SB ASSR]*. Ordzhonikidze; 1973. (In Russ.)
- [2] Cherchesova SK. *Amfibioteskie nasekomye (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) rek Severnoi Osetii [Amphibiotic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) of the rivers of North Ossetia]*. Moscow; 2004. (In Russ.)
- [3] Cherchesova SK, Zhiltsova LA. *Opredelitel' vesnyanok (Plecoptera) Kavkaza [Determinant of stoneflies (Plecoptera) Caucasian's]*. 2nd ed. Moscow, Vladikavkaz; 2013. (In Russ.)
- [4] Ivanov VD, Grigorenko VN, Arefina TI. Otryad rucheiniki (Trichoptera) [Caddis (Trichoptera) Order]. In: *Opredelitel' presnovodnykh bespozvonochnykh Rossii i sopredel'nykh territorii. T. 5. Vysshie nasekomye [Determinant of freshwater invertebrates in Russia and adjacent territories. Vol. 5. Higher insects]*. Moscow: Akademiya Publ.; 2001. (In Russ.)
- [5] Klyuge NYu. Otryad podenki. Ephemeroptera [Mayfly. Ephemeroptera]. In: Tsalolikhin SYa. (ed.) *Opredelitel' presnovodnykh bespozvonochnykh Rossii i sopredel'nykh territorii. T. 3. Paukoobraznye i nizshie nasekomye [Determinant of freshwater invertebrates in Russia and adjacent territories. Vol. 3. Arachnids and lower insects]*. Saint Petersburg; 1997. p. 176–220. (In Russ.)
- [6] Dzhioeva IE, Tsagaeva ZK, Bzykov OR, Novatorov OA. Zoobentosa reki Tsraudon v svete antropogennogo vozdeistviya (bassein r. Terek) [Zoobenthos of the river Crowdon in the light of anthropogenic impact (basin of the river Terek)]. *Aktual'nye problemy ekologii i prirodopol'zovaniya [Actual problems of ecology and environmental management]: collection of scientific papers of the XXI Interuniversity scientific and practical conference (Moscow, April – September 2020)*. Moscow: RUDN University; 2020. p. 105–108. (In Russ.)
- [7] Aibulatov SV, Budaeva IA, Prizhboro AA. K faune moshek (Diptera: Simuliidae) Severnoi Osetii – Alanii [To the fauna of blackflies (Diptera: Simuliidae) North Ossetia – Alania]. *Parazitologiya [Parasitology]*. 2019;53(6):456–462. (In Russ.)
- [8] Abdulmedzhidov AA, Israpov IM, Gapisova UA. Vidovoi sostav i rasprostranenie dvustvorchatykh (Bivalvia) i bryukhonogikh (Gastropoda) mollyuskov v presnykh vodoemakh Dagestana [Species composition and distribution of bivalves (Bivalvia) and gastropods (Gastropoda) in fresh water bodies of Dagestan]. *Yug Rossii: ekologiya, razvitie [South of Russia: ecology and development]*. 2017;12(3):43–52. DOI: 10.18470/1992-1098-2017-3-43-52. (In Russ.)
- [9] Yakimov AV, Erizhokov AL, Lvov VD, Kataev SV, Tsibirova LL. O bokoplave *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) rek i ruch'ev Kabardino-Balkarii (Tsentral'noe Predkavkaz'e) [About the gammarus *pulex* (Linnaeus, 1758) of rivers and streams in Kabardino-Balkaria (Central Ciscaucasia)]. *Problemy vodnoi entomologii Rossii [Problems of water entomology in Russia]: proceedings of the X(2) Trichopterological Symposium*. Vladikavkaz; 2013. p. 127–132. (In Russ.)

Article history:

Received: 21.07.2020

Revised: 28.07.2020

For citation:

Dzhioeva IE, Cherchesova SK, Novatorov OA, Tsagaeva ZK. The zoobenthos of the river Tzraudon, the Terek river basin. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020;28(2): 183–191. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-183-191>

Bio notes:

Iya E. Dzhioeva, assistant of the Department of Zoology and Bioecology of the North Ossetian State University named after K.L. Khetagurov. E-mail: iya.osetia@yandex.ru

Susanna K. Cherchesova, Doctor of Biological Sciences, Professor of the Department of Zoology and Bioecology of the North Ossetian State University named after K.L. Khetagurov. E-mail: cherchesova@yandex.ru

Oleg A. Novatorov, postgraduate student of the Department of Zoology and Bioecology of the North Ossetian State University named after K.L. Khetagurov. E-mail: ol.novatorov2011@yandex.ru

Zarina K. Tsagaeva, postgraduate student of the Department of Zoology and Bioecology of the North Ossetian State University named after K.L. Khetagurov. E-mail: tsagaeva.94@mail.ru

ПРАВИЛА ОФОРМЛЕНИЯ СТАТЕЙ, предназначенных для опубликования в научном журнале «Вестник РУДН. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности»

1. Текст статьи должен быть набран на компьютере в текстовом редакторе Microsoft Word через 1,5 интервала шрифтом Times New Roman (размер шрифта 14 пт) на стандартных листах А4 (поля слева – 3 см, справа – 1 см, сверху и снизу – по 2,5 см). Объем статьи (вместе с таблицами, иллюстрациями и библиографией) не должен превышать 12 страниц.

2. Статья должна содержать в указанном порядке:

– название статьи; имена, отчества и фамилии авторов; полное название организации и ее структурного подразделения с указанием почтового адреса (страна, почтовый индекс, город, улица, № дома), аннотацию (5–7 строк) и ключевые слова (не менее 5 слов или словосочетаний);

– название статьи; инициалы и фамилии авторов; полное название организации и ее структурного подразделения с указанием почтового адреса (№ дома, улица, город, почтовый индекс, страна), аннотацию (до 200–250 слов) и ключевые слова (не менее 5 слов или словосочетаний) **на английском языке;**

– текст статьи;

– список литературы (по алфавиту, сначала – на русском языке, затем – на английском). **Список литературы должен быть переведен на английский язык и продублирован латинскими буквами.**

3. К статье должны быть приложены:

– две заверенные рецензии;

– сведения об авторах – полные имя, отчество, фамилия, ученая степень, научное звание, место работы, электронный адрес.

Образец шапки статьи:

Состояние антиокислительных систем в крови мышей после облучения

И.И. Иванов¹, П.П. Петров²

¹Российский университет дружбы народов

Российская Федерация, 115093, Москва, Подольское шоссе, д. 8, корп. 5

²Московский государственный университет

Российская Федерация, 119899, Москва, Ленинские горы, 1

4. Повторение в статье одних и тех же данных в аннотации, тексте, таблицах и графиках не допускается. Таблицы и рисунки должны быть пронумерованы; в тексте статьи ссылка на них обязательна. Таблицы должны иметь заголовки, а рисунки – подрисуючную подпись. Принимаются только черно-белые рисунки (в форматах .tif, .bmp, .jpg) в виде отдельных графических файлов.

5. Следует ограничиваться общепринятыми сокращениями и избегать введения новых сокращений без достаточных оснований. Введенные сокращения необходимо расшифровывать.

6. Ссылки на литературу в тексте статьи приводятся в квадратных скобках, например [2] или [5–7], [5. С. 15].

В списке литературы приводятся только источники, на которые в тексте статьи имеются ссылки. Список формируется по алфавиту (сначала источники на русском языке, затем на английском). В списке литературы должны быть указаны:

– для книг: фамилии и инициалы авторов, название книги, место издания, издательство, год издания;

– для статей из неперидических изданий (сборников): фамилии и инициалы авторов, название статьи, название книги (сборника), место издания, издательство, год издания;

– для статей из периодических изданий: фамилии и инициалы авторов, название статьи, название журнала, год издания, том и номер журнала, первая и последняя страницы статьи.

Образец:

Литература

- [1] Бонд В.В. Сравнительная клеточная и видовая радиочувствительность. М.: Атомиздат, 1974. С. 5–17.
- [2] Роун Ш. Озоновый кризис. М.: Мир, 1993.
- [3] Connor M.J., Wheeler L.A. Depletion of cutaneous glutathione by ultraviolet radiation // Photochem. Photobiol. 1987. Vol. 46. No. 2. Pp. 239–245.

7. Статья должна быть подписана всеми авторами (на последней странице) и иметь визу (на первой странице) заведующего кафедрой (для сотрудников РУДН) или иного руководителя (директора, декана, заведующего кафедрой или лабораторией – для авторов из сторонних организаций) с расшифровкой подписи и указанием должности.

8. В конце статьи необходимо указать фамилию, имя и отчество автора, с которым наиболее целесообразно контактировать по вопросам подготовки статьи к опубликованию, и его координаты (e-mail, номер контактного телефона).

Отзывы на отклоненные редколлегией статьи не предоставляются, рукописи не возвращаются. Ответственность за содержание статей несут авторы.

Контактная информация:

Редина Маргарита Михайловна

Телефон: +7 (495) 952-04-41

E-mail: redina-mm@rudn.ru

Силаева Полина Юрьевна

E-mail: silaeva-pyu@rudn.ru

Бланк заказа периодических изданий

АБОНЕМЕНТна газету
журнал

20829

(индекс издания)

Вестник РУДН.

Серия: Экология и безопасность
жизнедеятельности

(наименование издания)

Количество
комплектов

На 2021 год по месяцам

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Куда

(почтовый индекс)

(адрес)

Кому

(фамилия, инициалы)

Линия отреза

ДОСТАВОЧНАЯ

20829

ПВ	место	литер

КАРТОЧКА

(индекс издания)

на газету
журналВестник РУДН.
Серия: Экология и безопасность
жизнедеятельности

(наименование издания)

Стои- мость	подписки	руб.	Количество комплектов
	каталожная	руб.	
	пере- адресовки	руб.	

На 2021 год по месяцам

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

--	--	--	--	--	--	--	--

город

село

почтовый индекс

область

район

код улицы

улица

дом

корпус

квартира

фамилия, инициалы

Бланк заказа периодических изданий

АБОНЕМЕНТна газету
журнал

(индекс издания)

Вестник РУДН.

Серия: _____

(наименование издания)

Количество
комплектов

На 2021 год по месяцам

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Куда

(почтовый индекс)

(адрес)

Кому _____

(фамилия, инициалы)

Линия отреза

ПВ	место	литер

ДОСТАВОЧНАЯ**КАРТОЧКА**

(индекс издания)

на газету
журнал

Вестник РУДН.

Серия: _____

(наименование издания)

Стои- мость	подписки	руб.	Количество комплектов	<input type="text"/>
	каталожная	руб.		
	пере- адресовки	руб.		

На 2021 год по месяцам

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

город

село

почтовый индекс

область

район

код улицы

улица

дом

корпус

квартира

фамилия, инициалы

АБОНЕМЕНТ

на газету
журнал

20829

(индекс издания)

Вестник РУДН.

Серия: Экология и безопасность
жизнедеятельности

(наименование издания)

Количество
комплектов

На 2021 год по месяцам

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Куда

(почтовый индекс)

(адрес)

Кому

(фамилия, инициалы)

Линия отреза

ДОСТАВОЧНАЯ

20829

ПВ	место	литер

КАРТОЧКА

(индекс издания)

газету
на журнал

Вестник РУДН.
Серия: Экология и безопасность
жизнедеятельности

(наименование издания)

Стои- мость	подписки	руб.	Количество комплектов
	каталожная	руб.	
	пере- адресовки	руб.	

На 2021 год по месяцам

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

--	--	--	--	--	--	--	--

город

село

почтовый индекс

область

район

код улицы

улица

дом

корпус

квартира

фамилия, инициалы