

Периодичность выхода журнала с 2021 года **2 номера в год**  
(до 2021 года журнал выходил 1 раз в год).

В журнале «**Антропогенная трансформация природной среды**» представлены оригинальные и обзорные статьи, краткие сообщения по геоэкологическим проблемам, научные результаты исследований взаимодействия человека и природы, соответствующие двум тематическим разделам:

- **Сохранение природной среды** ИЛИ **Nature and Landscape Conservation** (по классификации Scopus)
- **Трансформация природной среды** ИЛИ **Pollution** (по классификации Scopus).

Предпочтение отдается статьям на геоэкологической, географической, биогеоценологической, биогеохимической, биологической основе.

Журнал представляет интерес для исследовательских институтов; учебных заведений, дающих высшее профессиональное образование и осуществляющих научную деятельность; научных библиотек и ученых, работающих в области геоэкологии, экологии, сохранения и восстановления природы.

**Журнал индексируется в системах:**

Российский индекс научного цитирования

**ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР**

Сергей Алексеевич Бузмаков зав. кафедрой биогеоценологии и охраны природы Пермского государственного национального исследовательского университета (Россия), профессор, доктор географических наук

**НАУЧНЫЙ РЕДАКТОР НОМЕРА**

Георгий Анатольевич Воронов профессор кафедры биогеоценологии и охраны природы Пермского государственного национального исследовательского университета (Россия), доктор географических наук

**РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ**

Валентина Сергеевна Артамонова ведущий научный сотрудник Института почвоведения и агрохимии СО РАН (Россия), доктор биологических наук;

Славомир Бакир декан факультета лесного хозяйства Белостокского технологического университета (Польша), доктор технических наук;

Александр Николаевич Бармин декан геолого-географического факультета; зав. кафедрой экологии, природопользования, землеустройства и безопасности жизнедеятельности Астраханского государственного университета (Россия), профессор, доктор географических наук;

Дарья Олеговна Егорова старший научный сотрудник лаборатории молекулярной микробиологии и биотехнологии Института экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН (Россия), доцент, кандидат биологических наук;

Ханс-Холгер Листе научный сотрудник Институт им. Юлиуса Кюна, Федеральный исследовательский центр культурных растений (Германия), доктор сельскохозяйственных наук;

Павел Юрьевич Санников доцент кафедры биогеоценологии и охраны природы Пермского государственного национального исследовательского университета (Россия), кандидат географических наук;

Андрей Владимирович Соромотин директор научно-исследовательского института экологии и рационального использования природных ресурсов при Тюменском государственном университете (Россия), профессор, доктор биологических наук;

Юрий Александрович Федоров зав. кафедрой физической географии, экологии и охраны природы, Институт наук о Земле, Южный федеральный университет (Россия), профессор, доктор географических наук;

Адриано Фиоруччи профессор кафедры окружающей среды, землепользования и инженерной инфраструктуры Политехнического университета г. Турин (Италия), доктор геолого-минералогических наук;

Андрей Николаевич Шихов доцент кафедры картографии и геоинформатики Пермского государственного национального исследовательского университета (Россия), кандидат географических наук;

Людмила Сергеевна Шумиловских научный сотрудник кафедры палинологии и динамики климата Гёттингенского университета им. Георга-Августа (Германия), кандидат биологических наук.

**Учредитель:** Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Пермский государственный национальный исследовательский университет»

**Адрес учредителя:** 614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15

**Адрес редакции:** 614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15, географический факультет, кафедра биогеоценологии и охраны природы

The frequency of the journal's publication from 2021 is **2 issues per year** (until 2021 the journal was published once a year).

The journal «**Anthropogenic Transformation of Nature**» presents original papers, review papers and short communications articles addressed to geoeological problems, scientific questions of interaction of Man and Nature. All material in the Journal should correspond to two thematic sections:

- **Nature and Landscape Conservation** (Scopus classification)
- **Pollution** (Scopus classification).

Articles on a geoeological, geographical, ecosystem, biogeochemical, biological basis are preferred.

The journal is of interest to research institutes; educational institutions providing higher professional education and carrying out scientific activities; scientific libraries and scientists working in the field of geoeology, ecology, conservation and restoration of nature.

**The journal is indexed in systems:**  
Russian Science Citation Index

#### **EDITOR-IN-CHIEF**

Sergei A. Buzmakov Chair of Department of Biogeocenology and Nature Protection in Perm State University (Russia), Doctor of Sciences in Geography.

#### **SCIENCE EDITOR OF ISSUE**

Georgiy A. Voronov Professor of Department of Biogeocenology and Nature Protection in Perm State University (Russia), Doctor of Sciences in Geography.

#### **EDITORIAL BOARD**

- |                           |  |
|---------------------------|--|
| Valentina S. Artamonova   | Leading Scientific Researcher, Institute of Soil Science and Agrochemistry (Siberian Branch of Russian Academy of Sciences – Russia), Doctor of Sciences in Biology.   |
| Slawomir Bakier           | Dean of the Faculty of Forestry, Bialystok University of Technology (Poland), Doctor of Sciences in Technology.  |
| Alexander N. Barmin       | Dean of the Faculty of Geology & Geography; Chair of Ecology, Nature & Land Management & Safe Vital Activities Department, Astrakhan State University (Russia), Doctor of Sciences in Geography.                   |
| Darya O. Egorova          | Senior Scientific Researcher of Laboratory of Molecular Microbiology and Biotechnology, Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms (Ural Branch of Russian Academy of Sciences – Russia), PhD in Biology. |
| Hans-Holger Liste         | Research Scientist of Julius Kühn-Institut, Federal Research Centre for Cultivated Plants (Germany), Doctor of Sciences in Agriculture.  |
| Pavel Yu. Sannikov        | Associate Professor, Department of Biogeocenology and Nature Protection in Perm State University (Russia), PhD in Geography.   |
| Andrey V. Soromotin       | Director of the Research Institute of Ecology and Natural Resource Management of the University of Tyumen, Doctor of Sciences in Biology.  |
| Yuri A. Fedorov           | Chair of Department of Physical Geography, Ecology and Nature Conservation, Institute of Earth Sciences, Southern Federal University (Russia), Doctor of Sciences in Geography.                                    |
| Adriano Fiorucci          | Professor, Department of Environment, Land and Infrastructure Engineering, Polytechnic of Turin (Italy), Doctor of Sciences in Geology.  |
| Andrey N. Shikhov         | Associate Professor, Department of Cartography and Geoinformatics in Perm State University (Russia), PhD in Geography.   |
| Lyudmila S. Shumilovskikh | Scientific Researcher of Department of Palynology and Climate Dynamics in Georg-August-University of Göttingen (Germany), PhD in Biology.  |

**Founder:** Perm State University

**Founder address:** 15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

**Editorial office address:** 15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia,  
Faculty of Geography, Department of Biogeocenology and Nature Protection

## СОДЕРЖАНИЕ

## РАЗДЕЛ 1. СОХРАНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

<b>Федоров Ю.А., Сухоруков В.В., Трубник Р.Г.</b> АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР: ЭМИССИЯ И ПОГЛОЩЕНИЕ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ ПОЧВАМИ. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ .....	6
<b>Зимин С.В.</b> НАБЛЮДЕНИЯ ЗА ЖИВОТНЫМИ С ПОМОЩЬЮ ФОТОЛОВУШЕК (НА ПРИМЕРЕ ЗАПОВЕДНИКА «ВИШЕРСКИЙ») .....	35
<b>Абдулманова И.Ф., Игошева Е.А.</b> СОПОСТАВЛЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ ЭКОТОПОВ БОЛОТНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ И ГЛУБИН ТОРФЯНОЙ ЗАЛЕЖИ БЕЛОГО БОЛОТА (ПЕРМСКИЙ КРАЙ, РОССИЯ) .....	48

## РАЗДЕЛ 2. ТРАНСФОРМАЦИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

<b>Хаустов А.П., Редина М.М.</b> ОЦЕНКА ПИРОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ НА ОСНОВЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ МАРКЕРОВ ДЛЯ ЛОКАЛЬНОЙ МОДЕЛИ ТРАНСПОРТНОЙ НАГРУЗКИ.....	65
<b>Артамонова В.С., Бортникова С.В., Черный Н.К.</b> ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ ВОВЛЕЧЕНИЯ ОТХОДОВ ОБОГАЩЕНИЯ ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКИХ И ЖЕЛЕЗНЫХ РУД В БИОЛОГИЧЕСКУЮ КОНСЕРВАЦИЮ .....	87
<b>Бузмаков С.А., Санников П.Ю., Сивков Д.Е., Дзюба Е.А., Хотяновская Ю.В., Егорова Д.О.</b> РАЗРАБОТКА ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ ДЛЯ УПРАВЛЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТЬЮ В РАЙОНАХ ЭКСПЛУАТИРУЕМЫХ НЕФТЯНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ .....	102

## CONTENTS

## SECTION 1. NATURE AND LANDSCAPE CONSERVATION

<b>Fedorov Y.A., Sukhorukov V.V., Trubnik R.G.</b> REVIEW: EMISSION AND ABSORPTION OF GREENHOUSE GASES BY SOILS. ECOLOGICAL PROBLEMS .....	6
<b>Zimin S.V.</b> REMOTE OBSERVATION OF ANIMALS BY CAMERA TRAPS (EXAMPLE OF THE VISHERSKY RESERVE) .....	35
<b>Abdulmanova I.F., Igosheva E.A.</b> COMPARISON OF ECOLOGICAL PARAMETERS OF BOG PHYTOCENOSIS ECOTOPES AND PEAT DEPOSIT DEPTHS (BY THE EXAMPLE OF THE BELOE BOG (UINSK DISTRICT, PERM REGION, RUSSIA)).....	48

## SECTION 2. POLLUTION

<b>Khaustov A.P., Redina M.M.</b> ASSESSMENT OF THE PYROGENIC POLLUTION OF THE SOIL-PLANT SYSTEM ON THE BASE OF GEOCHEMICAL MARKERS FOR A LOCAL MODEL OF TRANSPORT PRESSURE .....	65
<b>Artamonova V.S., Bortnikova S.B., Chernyy N.K.</b> PROBLEMS AND PROSPECTS OF INVOLVING WASTE FROM POLYMETALLIC AND IRON ORE PROCESSING IN BIOLOGICAL CONSERVATION .....	87
<b>Buzmakov S.A., Sannikov P.Yu., Sivkov D.E., Dziuba E.A., Khotyanovskaya Y.V., Egorova D.O.</b> DEVELOPMENT OF GEOINFORMATION SYSTEMS FOR ENVIRONMENTAL MANAGEMENT AND ENVIRONMENTAL SAFETY IN THE AREAS OF EXPLOITED OIL DEPOSITS .....	102



В журнале происходят важные изменения: более компетентным стал состав редакционной коллегии, сформулированы редакционная политика, требования к составу и структуре материалов, тематике статей. Обновленный сайт позволяет легко подавать и рецензировать статьи.

Информационное цунами, охватившее научный мир, требует постоянного анализа и обобщения фактов, гипотез, теорий, подходов, поэтому редакция приветствует обзоры, которые выполнены на актуальную тему, способствуют выработке экологических и, особенно, геоэкологических подходов в решении проблем.

Сохранение природной среды – значимая и благородная цель рационального природопользования, требует экологически обоснованных решений. Эта тема научных изысканий включает в себя не только создание особо охраняемых природных территорий и их сетей, систем, но и обеспечение равновесия глобального, регионального уровня.

Трансформация природной среды выступает как геоэкологическое направление, в значительной мере основанное на изучении миграции, аккумуляции поллютантов. Также важным остаются исследования деградации экосистем, формирования природно-технических систем.

Восстановление природной среды понимается как разработка подходов, методов, технологий в области ремедиации, рекультивации, комплекса геоэкологических мероприятий.

Все вдохновлены политическим пониманием необходимости карбонизации исследований, декарбонизации экономики, роли экосистем, антропогенных объектов в круговороте углерода, парниковых газов и редакция приветствует обзоры и оригинальные статьи по этой тематике. Защищенность и просвещенность в этой области имеет не только теоретический, но и практический смысл.

Гл. редактор С.А. Бузмаков

УДК 556.02.637

DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-6-34

**Федоров Юрий Александрович**

Южный федеральный университет  
344006, г. Ростов-на-Дону, ул. Большая Садовая, 105/42  
e-mail: fedorov@sfedu.ru, [fed29@mail.ru](mailto:fed29@mail.ru)  
ORCID: 0000-0001-7411-3030

**Сухоруков Виктор Владимирович**

Институт наук о Земле  
ФГАОУ ВО «Южный федеральный университет»  
344065, г. Ростов-на-Дону, ул. Зорге, 40  
e-mail: [suhorukov@sfedu.ru](mailto:suhorukov@sfedu.ru)  
ORCID: 0000-0001-6827-7725

**Трубник Роман Геннадьевич**

Институт наук о Земле  
ФГАОУ ВО «Южный федеральный университет»  
344065, г. Ростов-на-Дону, ул. Зорге, 40  
e-mail: [truroman@sfedu.ru](mailto:truroman@sfedu.ru)  
ORCID: 0000-0002-5529-2907

**Yuri A. Fedorov**

South Federal University  
105/42, Bolshaya Sadovaya, Rostov-on-Don,  
344006, Russia

**Viktor V. Sukhorukov**

Institute of Earth Sciences of the Southern  
Federal University  
40, Zorge st. Rostov-on-Don, 344090, Russia

**Roman G. Trubnik**

Institute of Earth Sciences of the Southern  
Federal University  
40, Zorge st. Rostov-on-Don, 344090, Russia

### АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР: ЭМИССИЯ И ПОГЛОЩЕНИЕ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ ПОЧВАМИ. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ

**Аннотация:** Почвы являются источником и поглотителем парниковых газов (ПГ), таких как углекислый газ ( $\text{CO}_2$ ), метан ( $\text{CH}_4$ ) и закись азота ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Поскольку объемы концентрации и потоков могут быть большими, необходимы точные количественные оценки для получения данных по глобальным потокам ПГ, необходимых для прогнозирования глобальных изменений и исследований климата. В данном обзоре показана роль почв как одного из важных источников и регуляторов содержания  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  в тропосфере, а также описаны основные методы мониторинга парниковых газов. Проанализировано влияние природных и антропогенных факторов на эмиссию и поглощение  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  почвенным покровом. Представлены оригинальные диаграммы, демонстрирующие глобальные потоки  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  различными экосистемами, включая педосферу. Выполнена оценка эмиссии метана и распределения его содержания в основных типах почв Ростовской области. Рассмотрены механизмы генерации  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  в почвах и их возможное влияние на карбонатно-кальциевое равновесие, которое играет большую роль в регулировании биогеохимических процессов в педосфере. Анализ и обобщение данных исследований по различным типам почв позволяет пролить свет не только на их вклад в глобальную эмиссию метана, но и подойти к пониманию важных с точки зрения агрохимии процессов и параметров, таких как, собственно, карбонатно-кальциевое равновесие и окислительно-восстановительный потенциал в современных почвах. Инвентаризация источников и оценка межрезервуарного массопереноса газа в системе «педосфера – атмосфера» позволяет приступить к разработке стратегии по снижению эмиссии парниковых газов, способствующей сдерживанию темпов глобального изменения климата.

**Ключевые слова:** Парниковые газы, диоксид углерода, метан, закись азота, потоки, эмиссия, почвы.

### REVIEW: EMISSION AND ABSORPTION OF GREENHOUSE GASES BY SOILS. ECOLOGICAL PROBLEMS

**Abstract:** Soils are a source and sink of greenhouse gases (GHG) such as carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ), methane ( $\text{CH}_4$ ) and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Since the volumes of concentration and flux can be large, accurate quantitative estimates are needed to obtain the data on global GHG fluxes required for forecasting global changes and climate studies. This review shows the role of soils as one of the important sources and regulators of the content of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  in the troposphere, and also presents the main methods for monitoring greenhouse gases. The influence of natural and anthropogenic factors on the emission and absorption of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  by the soil cover has been analyzed. Original diagrams are presented showing the global fluxes of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  by various ecosystems, including the pedosphere. The estimation of methane emission and distribution of its content in the main types of soils of the Rostov region is carried out. The mechanisms of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  generation in soils and their possible influence on the calcium-carbonate balance, which plays an important role in the regulation of biogeochemical processes in the pedosphere, are considered. The performed analysis and generalization of research data on various types of soils makes it possible to shed light not only on their

contribution to the global methane emission, but also to approach the understanding of processes and parameters that are important from the point of view of agrochemistry, such as, in fact, carbonate-calcium equilibrium and redox potential in modern soils. An inventory of sources and an assessment of the inter-reservoir gas mass transfer in the pedosphere - atmosphere system allows one to start developing a strategy to reduce greenhouse gas emissions that will help curb the rate of global climate change.

**Key words:** Greenhouse gases, carbon dioxide, methane, nitrous oxide, fluxes, emissions, soils.

### Введение

Глобальное изменение климата на протяжении последних десятилетий является центральной темой многих научных исследований. Согласно современным представлениям, увеличение концентрации парниковых газов в атмосфере, обусловленное в том числе антропогенной деятельностью, приводит к усилению парникового эффекта, вследствие чего постепенно повышается ее средняя глобальная температура. Климат Земли никогда не был постоянным. Даже при отсутствии антропогенного воздействия он заметно менялся. Наличие в атмосфере Земли парниковых газов естественного происхождения таких как  $H_2O$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $N_2O$  и  $O_3$  обеспечивало существование парникового эффекта в доиндустриальный период [9]. Под парниковым эффектом понимается поглощение атмосферой теплового излучения поверхности земли и переизлучение части этого поглощения обратно к земной поверхности, препятствуя тем самым потере потока этого излучения в мировое пространство. С увеличением содержания парниковых газов в атмосфере количество поглощенной ими тепловой радиации и, следовательно, переизлучаемой в направлении земной поверхности увеличивается, что в свою очередь, приводит к повышению температуры воздуха у поверхности земли [9, 12]. Повышение температуры приземного слоя атмосферы – наиболее заметное из всех изменений климатических переменных, далеко не единственное. К прочим изменениям относятся повышение температурных амплитуд (рост континентальности климата); изменение количества осадков (уровень выпадения осадков возрастает в среднем по планете, однако снижается в сухих регионах), а также увеличение неравномерности их выпадения; общее сокращение площади горных и поверхностных ледников, а также таяние вечной мерзлоты; повышение уровня мирового океана; увеличение частоты и интенсивности гидрометеорологических стихийных бедствий [18].

По мнению ряда авторов [3, 7, 33], большая часть атмосферного метана и других парниковых газов имеет биогенное бактериальное происхождение, поэтому его эмиссия в атмосферу полностью контролируется потоками с земной поверхности. На сегодняшний день педосфера является одним из наименее исследованных источников эмиссии биогенного метана и других парниковых газов в атмосферу. Как в зарубежной, так и в отечественной научной литературе имеет место фрагментарный характер данных, оценивающих эмиссию и потребление парниковых газов различными типами почв и отсутствует единая методика измерений потоков парниковых газов, что негативно отражается на качестве сопоставления данных, полученных экспериментальным путем. Между тем на современном этапе развития цивилизации крайне

важно надлежащим образом изучить почвы как возможный источник парниковых газов, с точки зрения вклада педосферы в процесс глобального потепления климата. Эмиссию парниковых газов почвами необходимо изучить и для подсчета глобальных бюджетов, поскольку 35%  $CO_2$ , 47%  $CH_4$ , 53%  $N_2O$  и 21% оксида азота (NO) соответствующие глобальными годовым выделениям относятся к дегазации почвы [50].

Роль почв в круговороте метана и других «greenhouse gases» не ограничивается только лишь их образованием вследствие минерализации органического вещества в анаэробных микроразнообразиях почв и его эмиссией в атмосферу. Она также включает в себя сток парниковых газов из атмосферы, окисление метана метанокисляющими бактериями (метанотрофами), которые обитают в основном в автоморфных образованиях [5, 10]. Между тем, механизмы образования метана в различных типах почв и их роль в эмиссии в тропосферу Земли на глобальном и региональном уровнях, особенно таких, как черноземы и почвы рисовых полей, изучены недостаточно детально. Эти почвы весьма распространены на юге России: в Ростовской области и Краснодарском крае [5].

Следует подчеркнуть, что одним из важнейших свойств почв, определяющих течение многих элементарных процессов, является карбонатная система почвенных растворов, которая влияет на формирование и развитие определенного типа почв и их агрохимические свойства, включая состояние и подвижность тяжелых металлов и целого спектра природных и антропогенных веществ [19]. Карбонатно-кальциевое равновесие (ККР) в почвах является одним из важных физико-химических параметров почвенного покрова, на который способно оказывать влияние как образование и деструкция парниковых газов *in situ*, так и их обмен с тропосферой [9, 12]. Отметим, что газовый состав является отражением физико-химической обстановки, существующей в различных типах почв. Если процессы обмена кислородом, диоксидом углерода и азотом между этими экосистемами исследованы более или менее хорошо, то межрезервуарный обмен метана изучен крайне слабо.

Исходя из изложенного выше, учитывая необходимость объединения знаний и сведений о масштабах образования и эмиссии парниковых газов почвами, была выполнена подготовка аналитического обзора и обобщение исследований о роли почвенного покрова в эмиссии и поглощении парниковых газов ( $CH_4$ ,  $CO_2$ , и  $N_2O$ ).

**Основные парниковые газы атмосферного и почвенного воздуха.** К парниковым газам (ПГ) относятся такие химические соединения атмосферы естественного и антропогенного происхождения, которые поглощают и излучают радиацию в том же инфра-

красном диапазоне, что и поверхность земли, атмосфера и облака. Двуокись углерода ( $\text{CO}_2$ ), метан ( $\text{CH}_4$ ) и закись азота ( $\text{N}_2\text{O}$ ) относят к главным «антропогенным» парниковым газами, повышение концентрации в атмосфере которых, по мнению ряда ученых, является одной из основных причин глобального изменения климата [9, 44]. В настоящее время вклад диоксида углерода в усиление парникового эффекта составляет около 80 %, метана – 18–19 %, оставшиеся 1–2 % приходится на закись азота, некоторые другие газы и озон [42]. Парниковый эффект от разных газов можно суммировать, сопоставив их воздействие с влиянием  $\text{CO}_2$ . Для метана переводной коэффициент равен 21, для закиси азота – 310, а для некоторых фторсодержащих газов – даже несколько тысяч [42].

Парниковые газы сохраняются в атмосфере довольно длительное время, период их жизни исчисляется многими десятилетиями. Однажды попав в атмосферу, парниковый газ может оставаться в ней очень длительное время, способствуя тем самым, дальнейшему изменению климата. Время жизни газов в атмосфере определяется рядом факторов, таких как скорость их усвоения океаном, растительным покровом, почвой, химическим взаимодействием с другими газовыми составляющими атмосферы или диссоциацией под действием солнечного излучения [15]. Аномальное увеличение концентрации парниковых газов в атмосфере, наблюдаемое в последние десятилетия, происходит за счет превышения эмиссии над стоком этих газов и вызвано ростом антропогенных, т.е. связанных с хозяйственной деятельностью человека эмиссию парниковых газов. Важно отметить, что изменения структуры почвы могут влиять на показатели эмиссии и стока углерода и азота, поскольку при очень неравномерном распределении (3–4 порядков величины для C) около 1500 миллиардов тонн общего углерода и 136 (92–140) миллионов тонн общего азота хранятся в самом верхнем метре глобального слоя почвы, что представляет собой крупнейшие запасы углерода и азота [30, 57].

*Диоксид углерода* является одним из главных парниковых газов. Он составляет наибольшую долю эмиссии всех парниковых газов. Почва является важным природным резервуаром и основным источником потоков  $\text{CO}_2$  в наземных экосистемах. В почве содержится примерно в два раза больше углерода, чем в атмосфере. Ученые [42] полагают, что около 90% атмосферного  $\text{CO}_2$  имеет почвенное происхождение. Эмиссия  $\text{CO}_2$  из почвы определяется дыханием почвенных микроорганизмов и корней растений, при этом деятельность гетеротрофных микроорганизмов, минерализующих почвенное органическое вещество, составляет приблизительно 70% эмиссии  $\text{CO}_2$  почвы. Общий поток  $\text{CO}_2$  из почвы включает в себя несколько составляющих: микробное разложение корневых выделений и остатков корней, корневое дыхание растений, микробное разложение гумусовых веществ, дополнительное микробное разложение гумуса за счет повышенной активности микроорганизмов в ризосфере.

Эмиссия  $\text{CO}_2$  может являться индикатором интенсивности разложения органических веществ почвы и

позволяет охарактеризовать одну из важнейших сторон биологического круговорота углерода. Интенсификация потоков  $\text{CO}_2$  из почвы приводит к глобальному дисбалансу  $\text{CO}_2$  в атмосфере [42]. Время распада  $\text{CO}_2$  в атмосфере определяется скоростью обмена с поверхностью океана и примерно оценивается в 10 лет, но с учетом скорости перемешивания океанических вод и поглощения диоксида углерода осадочными породами, реальное время стабилизации его концентрационных изменений может достигать многих десятков и даже сотен лет [2]. До начала индустриализации (1750) средняя глобальная концентрация двуокиси углерода в атмосфере составляла примерно  $280 \pm 10$  ppm, и к 2005 году составила около 380 ppm [56]. При этом годовой темп роста концентрации  $\text{CO}_2$  за период с 1995 по 2005 год составил 1,9 ppm/год. Если учесть, что по разным оценкам, сжигание топлива приводит к ежегодному поступлению в атмосферу 5–7 млрд/т углекислого газа, концентрация  $\text{CO}_2$  в 2100 году, предположительно, будет находиться в пределах от 540 до 970 ppm [56]. В докладе [49] IPCC отмечается беспрецедентный по скорости рост концентрации углекислого газа в атмосфере за последние 250 лет. После 1750 г. концентрация  $\text{CO}_2$  выросла на 35% и в 2014 году превысила отметку в 400 ppm [56].

Почвенный воздух существенно отличается по составу и количественному соотношению от компонентов атмосферного воздуха (рис. 1 / fig. 1). Почвенный воздух обеспечивает растения  $\text{CO}_2$  при условии его постоянного обмена с атмосферным. За сутки обновляется 10–15 % состава почвенного воздуха [23].

Содержание диоксида углерода в почвенном воздухе в сотни раз больше, чем в атмосферном, кислорода – на 10–20 % ниже. В пахотных почвах концентрация  $\text{CO}_2$  составляет только 1–2 %. При внесении свежих органических удобрений содержание углекислого газа повышается до 2, а иногда до 9–12 %. Эмиссия диоксида углерода в атмосферу зависит от типа почвы, содержания органического вещества, влажности и имеет свои закономерности: в годовом цикле динамики  $\text{O}_2$  и  $\text{CO}_2$  в почвенном воздухе максимальное содержание  $\text{O}_2$  и минимальное  $\text{CO}_2$  приходится на летний период, а осенью и зимой почвенно-грунтовая толща освобождается от ранее накопленного углекислого газа [23]. Диоксид углерода является основным регулятором карбонатного равновесия в биосфере [23]. Поступление диоксида углерода в атмосферу с сельскохозяйственных угодий планеты составляет около 20 % от его доли, образующейся при сжигании ископаемого топлива. Наибольшая эмиссия углекислого газа характерна для влажных тропических лесов, при этом значительная часть углекислого газа в большей степени обусловлена корневыми выделениями, меньшая – содержанием органического вещества [4, 14].

*Метан* является вторым после углекислого газа наиболее активным парниковым газом Земли [42, 51]. Это легкий газ, который быстро попадает с земной поверхности на границу тропосферы и стратосферы и на высоте 15–20 км под действием солнечных лучей разлагается на водород и углерод. Последний соединяется с кислородом и образует углекислый газ,

что приводит к разрушению молекул озона в верхних слоях атмосферы [9, 15]. Вклад  $\text{CH}_4$  в общий

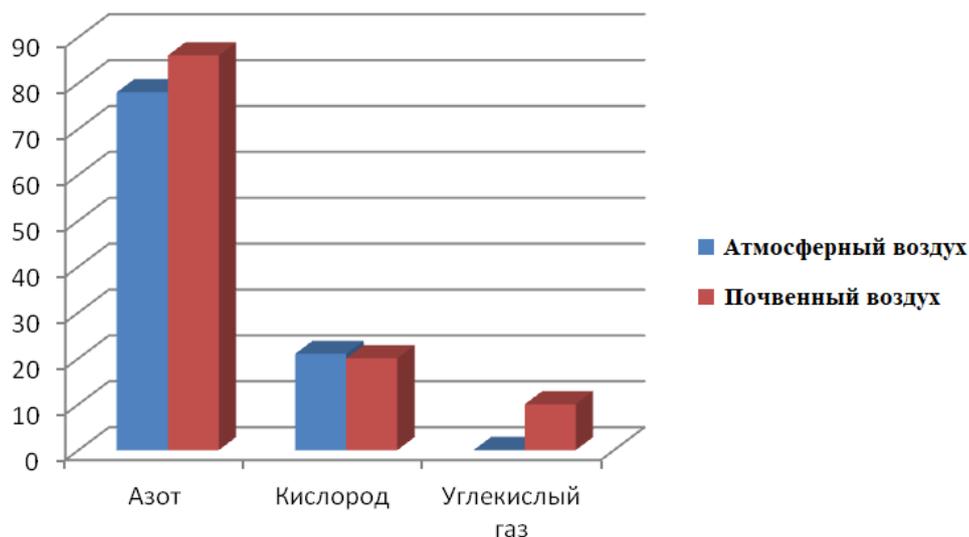


Рис. 1. Основные компоненты атмосферного и почвенного воздуха, (%) (построен по данным [23])

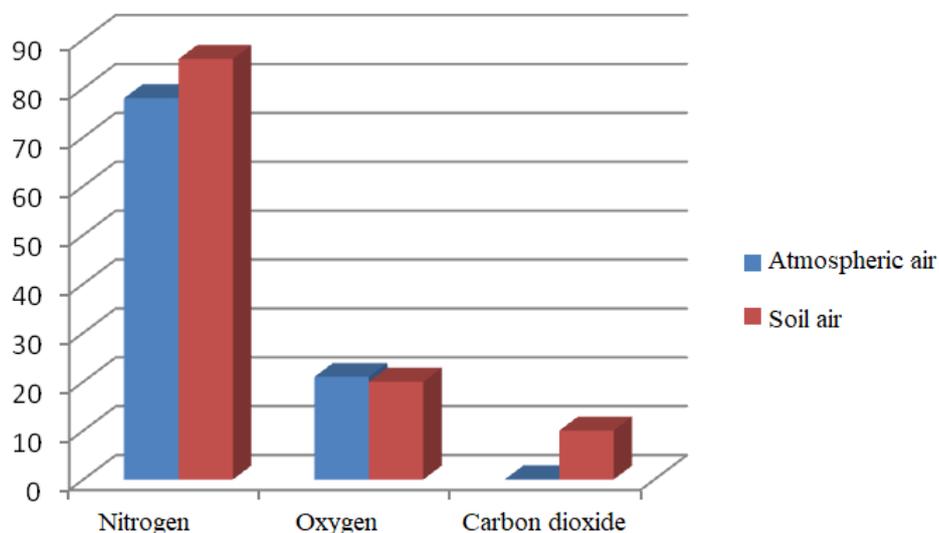


Fig. 1 Main components of atmospheric and soil air, (%) (constructed according to data from [23])

парниковый эффект оценивается в 18-19% [24, 35], однако, темпы увеличения концентрации  $\text{CH}_4$  в атмосфере примерно в 2-4 раза выше, чем у  $\text{CO}_2$  [42]. В тоже время способность  $\text{CH}_4$  к экранированию теплового излучения в 20-40 раз выше, чем аналогичная характеристика у  $\text{CO}_2$  [10, 11, 12]. Судя по анализу пузырьков воздуха, запечатанных во льдах Антарктиды, содержание метана за последние 400 тысяч лет демонстрировало колебания, практически совпадающие с колебаниями содержания углекислого газа ( $\text{CO}_2$ ) и изменениями температуры, хотя механизмы образования этих газов, так же как механизмы изъятия их из атмосферы, совершенно разные. Метан образуется прежде всего в результате деятельности бактерий-метаногенов, в ходе реакций, необходимых им для получения энергии. Метаногены, представители древней группы археобактерий, почти всегда участвуют в разложении органического вещества,

если оно происходит в анаэробных условиях (то есть в отсутствие кислорода). Поэтому основные места образования метана — это болота, мусорные свалки, рисовые поля, кишечник жвачных животных и кишечник термитов [9, 15, 33]. Кроме того, метан высачивается на дне океана через трещины земной коры, выделяется в немалом количестве при горных разработках и при горении лесов. Основной механизм изъятия метана из атмосферы — окисление его в верхних слоях атмосферы гидроксильным радикалом  $\text{OH}$ , который образуется под действием солнечного света из озона и паров воды. В свободном состоянии гидроксильный радикал пребывает очень недолго — около секунды, поскольку вступает в реакцию с другими веществами [9, 15, 33].

*Закись азота* в настоящее время является третьим по значимости долгоживущим парниковым газом. Его воздействие на климат, интегрированное за 100

лет, в 310 раз превышает воздействие равного объема эмиссии углекислого газа [49]. Основными источниками  $N_2O$  служат разнообразные процессы микробной трансформации азота в почвах - денитрификация, автотрофная и гетеротрофная нитрификация, диссимиляционное восстановление нитратов в аммоний, хемоденитрификация и некоторые другие [19].  $N_2O$  образуется в процессах нитрификации и денитрификации в ходе микробного разложения сложных органических соединений  $NO_3 \rightarrow NO_2 \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ .  $N_2O$  поступает в атмосферу, тем самым, усиливая парниковый эффект, или же используется дальше микроорганизмами, превращаясь в молекулярный азот и тем самым оказывая меньшее воздействие на атмосферу. Следовательно, при одних условиях процесс выделения закиси азота усиливается, а при других — ослабляется. Максимальное увеличение потока  $N_2O$  происходит в процессе изменения климатических условий (оттаивания почвы зимой и увлажнения летом). Резкое увеличение выделения закиси азота после выпадения дождя во время летней засухи, обусловленное неполной (незавершенной) денитрификацией, может продолжаться от нескольких часов до нескольких суток [19].

Помимо образования  $N_2O$  постоянно протекает ее поглощение – восстановление до  $N_2$ . В отличие от разнообразия источников  $N_2O$ , пути ее биологического поглощения весьма ограничены, поскольку она не может быть ассимилирована растениями, грибами и почвенными животными [20]. Содержание азота в почвенном воздухе выше, чем в атмосферном, что также объясняется внесением органических удобрений (рис.1 / fig. 1).

**Материалы и методы исследования парниковых газов ( $CO_2$ ,  $CH_4$  и  $N_2O$ ) в системе почва - приземный воздух.** Рассмотрим наиболее известные методы определения выделения газов из почв и проанализируем их сильные и слабые стороны. В целом эмиссия парниковых газов из почв измеряется непосредственно в полевых и в лабораторных условиях (камерная техника и микрометеорологические методы), с помощью космических и бортовых измерений, а также рассчитываются с использованием эмпирических и ориентированных на процесс моделей. Учитывая актуальность и достоверность данных о почвенном дыхании, метод камер является наиболее предпочтительным, поскольку его результаты позволяют получить более предметную фактическую информацию.

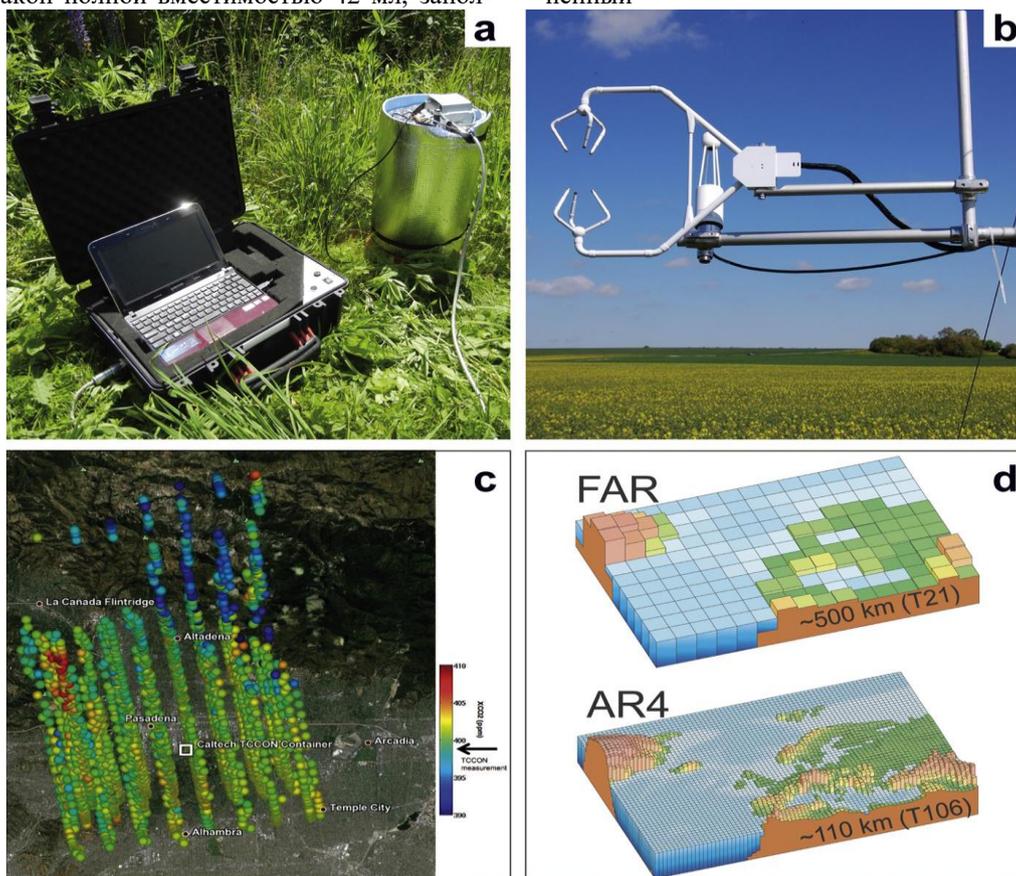
*Метод камер.* Мониторинг эмиссий  $CO_2$ ,  $CH_4$  и  $N_2O$  проводят, зачастую, с помощью известного метода камер (экспозиционных камер) [37, 42] (рис. 2а / fig. 2а). Принцип камерного метода очень прост. На поверхность почвы устанавливается герметичная камера, нижнее основание которой отсутствует. Открытой частью камера устанавливается в почву, и выделяющиеся из нее газы поступают в камеру, накапливаясь в свободном пространстве. По кривой изменения концентрации данного газа в камере можно рассчитать величину потока. Этот метод является наиболее распространенным методом количественной оценки прямых эмиссий парниковых газов из почв в полевых условиях и позволяет исследователям

самостоятельно регулировать местоположение камер и время экспозиции. Первые измерения эмиссии  $CO_2$  из почв проводились в лабораториях 19-го века [5], в рамках изучения плодородия почв. Полевые измерения с использованием камер ловушек были введены в практику исследований в начале 20-го века [5]. В настоящее время изменение состава газовой смеси выполняют с помощью газового хроматографа ( $CO_2$ ,  $N_2O$ ,  $CH_4$ ), ИК-спектрометрии ( $CO_2$ ,  $CO$ ,  $CH_4$ ), хемилюминесценции ( $NO_x$ ), Спектроскопия с понижением по кольцу резонатора ( $CO_2$ ,  $CO$ ,  $CH_4$ ,  $N_2O$ ,  $H_2S$ ) или фотоакустического анализа ( $CO_2$ ,  $CO$ ,  $CH_4$ ,  $NO$  и  $N_2O$ ).

Камерные системы можно разделить на закрытые и открытые, при этом закрытые камеры подразделяются на закрытые статические и закрытые динамические [44]. Закрытые динамические камеры могут также упоминаться как нестационарные проточные камеры. До сих пор нет стандартизированной камерной системы, которая может способствовать прямому сравнению наборов данных разных исследовательских групп. Обратим внимание, что все камерные системы рекомендуется оснащать вспомогательными датчиками для регистрации основных параметров, влияющих на эмиссию почвы. Датчики температуры, давления и относительной влажности устанавливают внутри и снаружи камеры, чтобы регистрировать условия окружающей среды и регистрировать различия внутри камеры. Датчик фотосинтетически-активного излучения должен быть дополнительно установлен вне камеры [44]. Все камеры должны быть установлены на основании (из стали или ПВХ) для предотвращения утечки газовой смеси из камеры в атмосферу. Чтобы свести к минимуму влияние основания на структуру почвы и корни растений, оно должно, если это возможно, врезаться на глубину нескольких сантиметров [42]. Так как основание влияет на профиль почвы, оно также влияет на измерения потока и должно быть установлено как минимум за 24 часа до первого измерения [27]. Некоторые камеры могут работать лучше без основания, но только не для измерений, проводимых на лесных почвах [32]. Для измерения фотосинтетически-активного излучения необходимо использовать прозрачные камеры [38]. Непрозрачный материал также защищает от повышения температуры внутри камеры, что может привести к изменениям давления и повлиять на эмиссию в почву. Быстрое изменение (несколько минут) между прозрачным и непрозрачным режимом возможно в некоторых камерных системах [33].

Если содержание газа на разных глубинах почвы представляет интерес, можно оценить вертикальное распределение парниковых газов. Образцы, взятые с помощью шприцов с разной глубины почвенного профиля, могут быть проанализированы в лаборатории методом газовой хроматографии. Газовые датчики также могут быть установлены непосредственно на определенной глубине почвы для автоматических и непрерывных измерений [34]. В работе [8] для определения содержания метана в почвенном профиле закладывались шурфы, в стенках которых с различных горизонтов почв устройством – мерником отбирали 3 мл почв и вносили в стандартный стек-

лянный флакон полной вместимостью 42 мл, запол-



**Рис. 2. Методы исследования парниковых газов: а) закрытая камерная система; (b) вихревая ковариация; (c) дистанционное зондирование; (d) моделирование [54, 59, 62]**  
**Fig. 2. Greenhouse gas research methods: a) closed chamber system; (b) vortex covariance; (c) remote sensing; (d) modeling [54, 59, 62]**

до риски дистиллированной водой с консервантом (фиксированный воздушный объем 5 мл). После герметизации пробу энергично встряхивали, доводя отобранные почвы до гомогенного состояния, во избежание процессов образования и окисления метана внутри них. Параллельно отбирали такой же объем почв для определения их влажного веса и последующего пересчета содержания метана в мкг/г почвы. Определение эмиссии метана с поверхности почвенного покрова в работе [8] заключалось в непосредственном измерении его потоков камерным методом с помощью накопительных камер – ловушек. Камеры изготовили из пластиковых цилиндрических сосудов внутренним диаметром 160 мм. Горлышко завинчивали пластиковой крышкой с вырезанным отверстием для отбора пробы. В крышку для герметизации предварительно вставляли плотную и эластичную резиновую прокладку. На боковую поверхность емкости нанесена кольцевая метка, соответствующая накопительной емкости камеры в 300 см<sup>3</sup>. Перед измерением камеру устанавливали на поверхность почвы, погружая ее в почву (с помощью ножа) до заданной метки, при этом крышку камеры оставляли открытой на 20-30 минут для удаления метана, который «выдавливается» из почвы при врезании камеры. Затем, отверстие камеры закрывали крышкой, через которую шприцем через 24 часа отбирали пробы воздуха объ-

емом 2 мл. Отобранные пробы газа вводили в стандартные стеклянные флаконы для парового анализа, заполненные водой с консервантом. Поток метана рассчитывали по скорости изменения концентрации метана в камере:

$$F = M \cdot 10000 / S \cdot T, \quad (1)$$

где  $F$  – величина потока (мг/м<sup>2</sup> час);  $M$  – масса метана в объеме воздуха ловушки (мг);  $S$  – площадь входного отверстия ловушки (см<sup>2</sup>);  $T$  – длительность экспонирования ловушки (час); 10000 – коэффициент для пересчета в м<sup>2</sup>.

В качестве консерванта использовали насыщенный раствор сулемы (HgCl<sub>2</sub>). Хранение и транспортировку флаконов с пробами осуществляется в соответствии с методикой [33], затем было выполнено газохроматографическое определение метана в лаборатории Гидрохимического института методом фазово-равновесной дегазации на хроматографе «Цвет-100» с пламенно-ионизационным детектором и устройством для парового анализа с пневматическим способом дозирования. Нижний предел обнаружения метана в почвах составляет 0.01 мкг/г влажной почвы, суммарная погрешность – 5-10%. Влажность, плотность и вес почв определяли с помощью анализатора влажности MA 30 (Sartorius), оснащенного взвешивающей системой с ценой деления 1 мг и погрешностью измерения 0.05.

Проблемы слишком большого пространства и неоднородными концентрациями газа внутри камеры могут быть решены путем уменьшения высоты камеры [62] и более низких пределов обнаружения газов датчиками [43]. Для репрезентативного охвата измерений площадок камерные системы возможно легко и быстро перемещать для измерения множества заранее определенных станций наблюдений. Камерные системы также могут быть использованы для анализа изотопных соотношений С и О в сочетании с квантовым каскадным спектрометром. Такие методы могут применяться для количественного определения окисления  $\text{CH}_4$ , поскольку  $\text{CH}_4$ -окисляющие бактерии используют  $^{12}\text{C}$  метана. Сведения по радиоуглероду ( $^{14}\text{C}$ ) испускаемого  $\text{CO}_2$  служат для определения возраста источника углерода [42].

*Метод космического зондирования.* Дистанционное зондирование со спутников может представлять информацию об эмиссии парниковых газов двумя различными способами. Один из подходов заключается в оценке тропосферных концентраций  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$  у поверхности, основанных на измерении интенсивности отраженных солнечных лучей в небольших диапазонах длин волн в видимой и коротковолновой частях спектра IR. Более ранние наблюдения Земли Европейского космического агентства (ЕКА), такие как ERS-1 и ENVISAT, осуществляли с помощью сканирующих спектрометров с низким разрешением и сканирующей визуализации для атмосферной картографии с точностью 1–2%. Одновременно Японское агентство аэрокосмических исследований (JAXA) эксплуатировало систему GOSAT с тепловым и ближним инфракрасным датчиком для наблюдений за углеродом (TANSO), который работает до настоящего времени. Все предыдущие инструменты ограничены в их применимости для оценки потоков парниковых газов. CarbonSat является программой по измерению парниковых газов на спутнике ESA Earth Explorer 8 (EE8), который будет запущен в конце этого десятилетия. В отличие от предыдущих миссий, он предназначен для картирования естественных и антропогенных источников и стоков парниковых газов с высоким пространственным разрешением и пространственным охватом с целью локализации сильных источников эмиссии. Отображение пространственного распределения и изменений типов растительного покрова, которые представляют собой источники или поглотители  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$ , является альтернативой прямым оценкам концентраций парниковых газов по средствам дистанционного зондирования (рис. 2с / fig. 2с) [54, 62].

*Метод моделирования эмиссии парниковых газов почвами.* Поскольку измерения дают только точечные данные, моделирование эмиссии парниковых газов из почв позволяет производить расчеты на более глобальном уровне. Помимо эмпирических моделей для обработки полученных полевых данных используются модели, основанные на процессах, которые включают общие физические и химические процессы. Такие подходы могут охватывать как локальные, так и глобальные масштабы (рис. 2d / fig. 2d). Широко используемой ориентированной на процессы имитационной моделью является модель декомпенсации-

декомпозиции (DNDC), состоящая из четырех суб-моделей. Она может моделировать ежедневное разложение, нитрификацию, улетучивание аммиака, выработку  $\text{CO}_2$  (почвенное микробное и корневое дыхание), поглощение N растениями и рост растений. Эта модель часто используется за рубежом для расчета эмиссии парниковых газов из почв, особенно в сельском хозяйстве [35].

*Микрометеорологический метод.* Метод вихревых ковариаций использует вертикальные турбулентные перемещения газов для анализа тепло- и газообмена между поверхностью почвы и атмосферой [54]. Для этого метода необходимы трехмерный ультразвуковой анемометр и газоанализатор, прикрепленный к башне или мачте высотой не менее 2 м [59] (рис. 2b / fig. 2b). Наиболее часто анализируемыми газами являются  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$  [58,9], но также можно определять такие вещества, как карбонилсульфиды [59] или летучие органические соединения. Измерения могут проводиться непрерывно и включать участки площадью до нескольких квадратных километров. Вихревая ковариация объединяет растения и деревья и, таким образом, полностью захватывает почву, биосферу и атмосферу, чтобы определить потоки парниковых газов. Метод не работает должным образом, если происходит очень низкое приземное турбулентное перемешивание. Это приводит к недооценке потоков [62]. Это также применимо, если система установлена в лесу [62]. Рекомендуется проводить измерения на выровненной поверхности, выше или в пределах растительности с низкой плотностью.

Подводя итог, отметим, что камерный метод, несмотря на некоторые недостатки, является наиболее объективным и предпочтительным методом исследования парниковых газов. Приведенные методы существенно различаются между собой по сути проведения измерения, между тем их совместное применение может способствовать получению более точных данных, сводя к минимуму недостатки каждого из методов.

**Содержание парниковых газов в педосфере и их потоки на региональном и глобальном уровнях.** Согласно [40] глобальная поверхность суши 149 939 063 км<sup>2</sup> покрыта на 31,5% пастбищами (луга, включая почвы, поросшие кустарниками, травянистой растительностью, около 47 470 500 км<sup>2</sup>), второе место занимают 27,7% лесные почвы (включая лесные угодья – около 40 794 000 км<sup>2</sup>), 15,2% бесплодные земли (включая засушливые районы – около 22 713 000 км<sup>2</sup>), 12,6% пахотные земли (с однолетними и многолетними культурами – около 18 828 000 км<sup>2</sup>), 9,7% снега и ледники, 2,7% водоемов, водноболотных угодий и мангровых лесов (около 4035 км<sup>2</sup>) и 0,6% искусственных поверхностей (включая городскую среду). На рис. 3 / fig. 3 представлена картосхема проведения исследований парниковых газов с указанием детализации типов земного покрова, которая предполагает определенный уклон относительно репрезентативного географического охвата скомпилированных данных. Наибольшее количество исследований проведено в европейских странах, а также США и Китае. В то время как в Южной Америке, России, Центральной и Северной Африке,

Юго-восточной Азии они проводились реже и были менее масштабными. Картограмма была дополнена исследованиями, которые были проведены под руко-

водством проф. Федоровым Ю.А. с соавторами на водно-болотных угодьях Псковской области и степных почвах Ростовской области [8, 47].

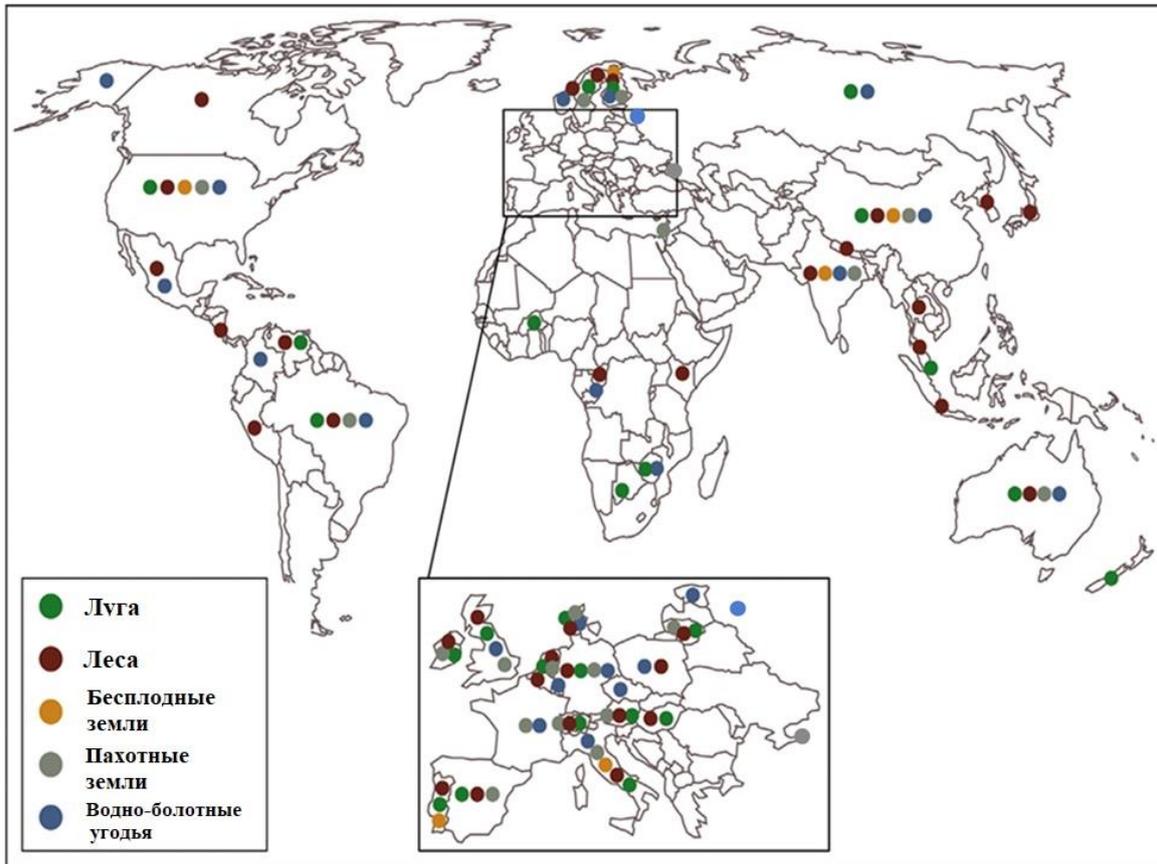
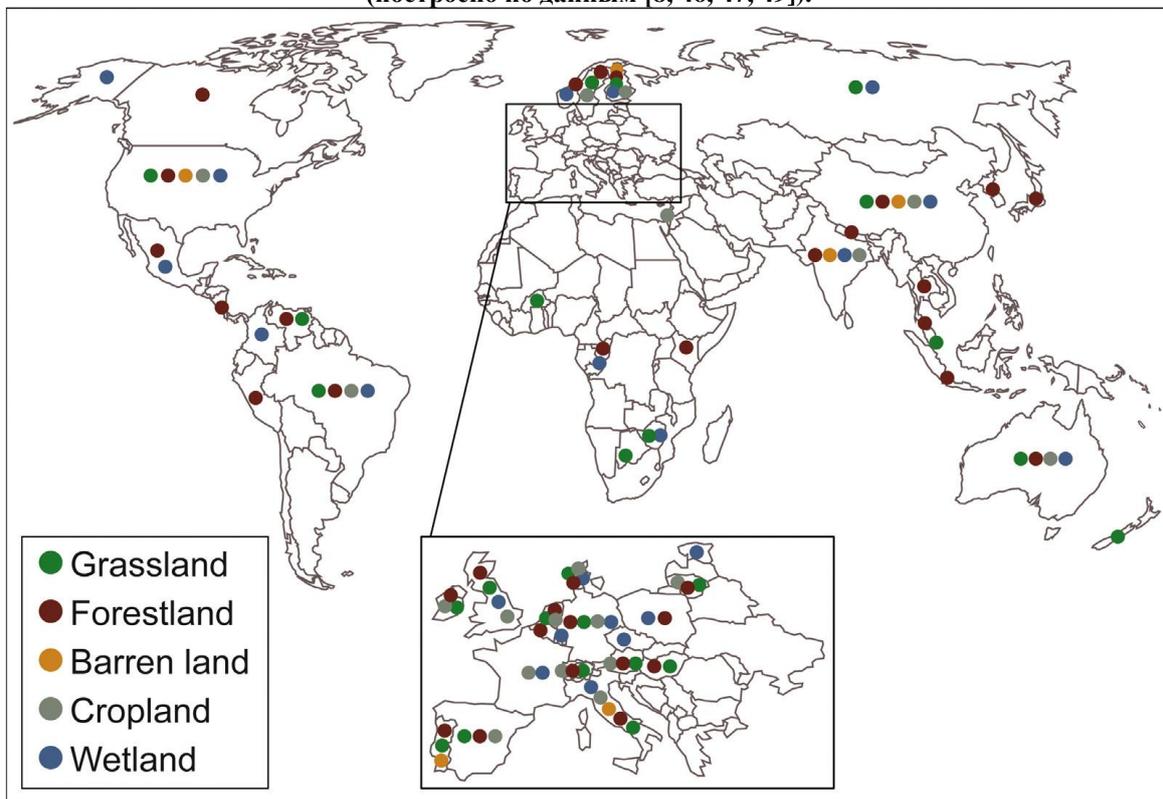


Рис. 3. Картограмма мест проведения исследований с указанием типов земного покрова (построено по данным [8, 46, 47, 49]).



**Fig. 3. Schematic map of the research sites, indicating the types of land cover (built according to the data [8, 46, 47, 49])**

*Пастбища.* Постоянные пастбища покрывают около 31,5% от общей площади земель мира и около 70% от общего объема сельскохозяйственных угодий [36]. Этот высокий процент пастбищ и вышеупомянутые средние эмиссии парниковых газов подчеркивают потенциал пастбищ и пастбищных угодий в смягчении последствий глобального потепления. Уровни эмиссии  $\text{CO}_2$  от многолетних пастбищ и почв тундр были оценены в 1,54–1,61 и 0,48–0,57 моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$  соответственно [61]. В условиях полузасушливого умеренного климата (пастбища во Внутренней части Монголии) показали самая высокая эмиссия  $\text{CO}_2$  в течение лета ( $3,09 \pm 0,23$  моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ ), а самые низкие показатели в течение заснеженного зимнего периода зафиксированы в торфяных почвах и в песчаных и глинистых почвах. Влияние выпаса скота на пастбище показало, что тип выпаса скота влияет на эмиссию  $\text{N}_2\text{O}$  в почве. На пастбищах, где паслись овцы, выделения  $\text{N}_2\text{O}$  меньше, чем на пастбищах крупного рогатого скота, а наименьшие эмиссии были зафиксированы на пастбищах без выпаса скота (1,63–2,44, 4,07–4,89 и 0,41–0,82 моль  $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$  [61]).

По мнению [73] создание пастбищ на осушенных органических почвах увеличивает эмиссию парниковых газов. Коэффициенты эмиссии от этого типа землепользования в Финляндии составляют 7,98 моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$  и 1,52 моль  $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ . Использование площадей для создания управляемых пастбищных угодий (удобренных и заготовленных сенокосных полей) в юго-восточной части штата Огайо (США) с выделением 3,18–5,30 моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ , 1,35–1,60 моль  $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$  и 0,63 моль  $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ . Также были определены аналогичные значения для дыхания почвы на поле озимой ржи (измерения проводились после посева между рядами растений при высоте растения 5 см) на месте бывшего лигнита в Лусатии, Германия, с  $4,41 \pm 1,15$  моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$  [77]. Учитывая широкий диапазон результатов, которые частично охватывают несколько порядков величины, и явное отсутствие данных по средиземноморской и субтропической зонам, представляется преждевременным делать какие-либо глобальные выводы.

*Лесные почвы* с одной стороны, известны как поглотители парниковых газов [14, 29], с другой как источники эмиссии [29]. Лесные почвы умеренного пояса поглощают в среднем  $-3,42 \pm 0,44$  моль  $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ , причем почвы лиственного леса демонстрируют более высокие показатели поглощения  $\text{CH}_4$ , чем почвы хвойного леса. Отметим, что нетронутые лесные почвы, демонстрируют более высокие показатели поглощения  $\text{CH}_4$ , чем нарушенные лесные почвы [44, 50]. Исследования показали, что по сравнению с другими типами растительного покрова лесные почвы умеренного пояса показали самые высокие показатели поглощения  $\text{CH}_4$  до  $-12,50$  моль  $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ , среднее поглощение  $\text{CH}_4$  почвами тропических лесов оценивается  $-2,75 \pm 0,42$  моль  $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$  [26, 46]. Почвы тропических лесов, относительно других лесных почв, являются лидером по эмиссии диоксида углеро-

да в атмосферу [22]. (рис 4 / fig. 4), затем идут черноземы степной зоны и бурые лесные почвы широколиственных лесов. Отметим, что для сухих почв, как правило, характерен сток  $\text{CH}_4$  из атмосферы. Эмиссия из сухих почв  $\text{CH}_4$  может являться показателем его подтока из микросипов в таком количестве, что он не успевает окисляться метанотрофами при прохождении через почвы. По этой причине, микросипы, как правило, наблюдаются над осадочными бассейнами в сухом климате, где глубоко в недрах земли в результате термического преобразования древнего органического вещества образовались подземные нефтяные и газовые залежи [30].

Эмиссию углекислого газа изучали на территории национального парка Кат Тьен (CatTien), расположенного на юге Вьетнама [21]. В почвах различных древостоев долинного муссонного высокоствольного тропического леса (национальный парк Кат Тьен, южный Вьетнам) потенциальная скорость минерализации органического вещества максимальна в слое 0–2 см, где, в зависимости от типа почвы, она составляла от 6,9 до 21,6 мг С / кг почвы / сутки. Вниз по профилю почвы потенциальная скорость минерализации, как правило, довольно резко снижалась и на глубине 40–50 см редко превышала 3,0 мг С / кг почвы / сутки. Годовые потоки углекислого газа из почв различных древостоев муссонного тропического леса в условиях южного Вьетнама зависят от типа почв и растительности составляет от 900 до 2000 г С/м<sup>2</sup> /год [21]. В полевых условиях в конце влажного сезона был определен вклад дыхания корней, расположенных в верхнем слое почвы (0–20 см), в общий поток углекислого газа из почвы. Этот вклад составил около 35% и 24% на бурой ферралитной и аллювиальной почвах, соответственно [46].

Эмиссия  $\text{N}_2\text{O}$  лесными почвами была исследована в работе [38]. Оказалось, что средняя скорость эмиссии  $\text{N}_2\text{O}$  из почв тропических лесов ( $1,23 \pm 2,09$  моль  $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ ) была, по крайней мере, в 2–3 раза выше, чем у почв умеренного пояса ( $0,41 \pm 0,15$  моль  $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ ). Эти результаты были основаны на 22 исследованиях, проведенных в тропических лесах и 15 в лесах умеренного пояса. Среднегодовой поток эмиссии  $\text{N}_2\text{O}$  из бореальных лесных почв был небольшим  $-0,10 \pm 0,08$  моль  $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ . Эмиссия парниковых газов лесными почвами может быть результатом увеличения усвоения углерода растениями. Значения почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  на примере лесных почв умеренного пояса участка Хегевальд являются самыми высокими в годы с низкой среднегодовой температурой почвы и высокой эмиссии  $\text{N}_2\text{O}$  [57]. Достаточно высокие эмиссии  $\text{NO}$  ( $2,44$ – $4,34$  моль  $\text{NO} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ ) и  $\text{N}_2\text{O}$  ( $0,08$ – $1,22$  моль  $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ ) были обнаружены для лесной почвы леса Хегевальд [57]. Эти высокие потоки связаны с повышенным осаждением азота в лесу Хегевальд, лежащим в диапазоне  $25$ – $30$  кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup> в течение более трех десятилетий [57]. Аналогичные результаты были получены для потоков  $\text{NO}$  на участке почвы пихтового леса в Нидерландах, также полу-

чающих высокие концентрации азота из атмосферы, тогда как участки с низким поступлением азота из атмосферы ( $<10 \text{ kg N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ ) показали значительно более низкие средние значения  $\text{N}_2\text{O}$ . Таким образом, результаты исследований показывают, что наблюдается тесная корреляция между содержанием атмосферного N и его эмиссией почвами. Потоки N тесно коррелируют с NO и не имеют существенной корреляции с таковыми  $\text{N}_2\text{O}$ . Тем не менее, была обнаружена сильная отрицательная корреляция между эмис-

сией  $\text{N}_2\text{O}$  и отношением C / N. Результаты, полученные на участке Хегльвальд, показывают, что случайные эмиссии от замерзания-оттаивания преобладают в ежегодных потоках  $\text{N}_2\text{O}$  в определенные годы [57]. В годы с самыми высокими годовыми потоками  $\text{N}_2\text{O}$ , составляющими приблизительно  $1,22 \text{ моль N}_2\text{O м}^{-2}\text{ч}^{-1}$ , т. е. в 1996 и 2006 годах, эмиссия в периоды замерзания-оттаивания составляет 88% в 1996 году и 87% в 2006 году к общему годовому объему эмиссии [57].

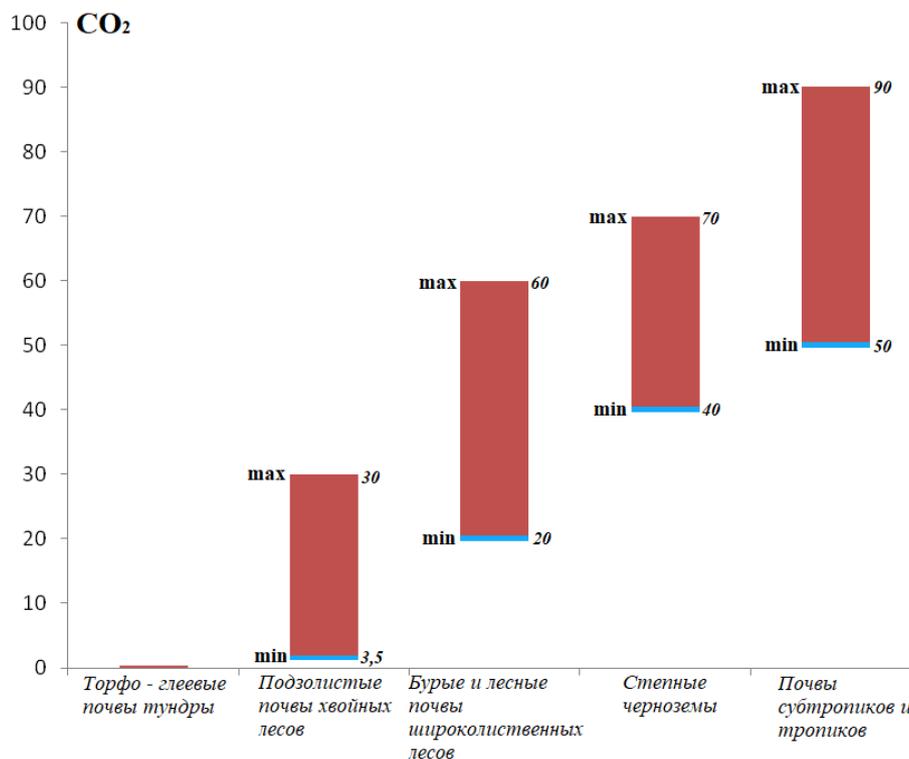
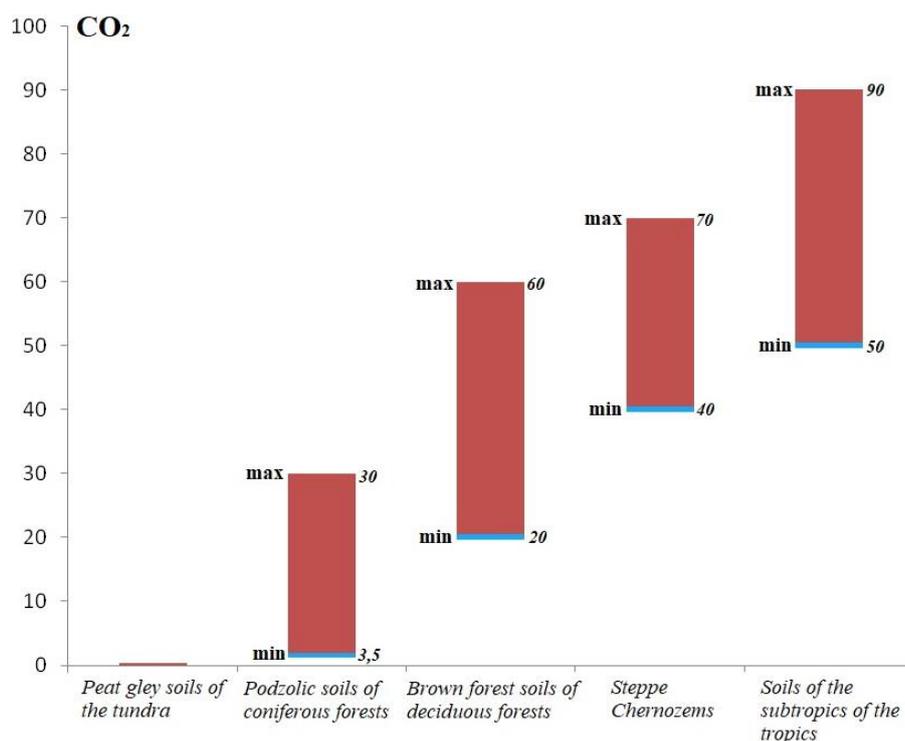


Рис. 4. Интенсивность дыхания различных типов почв, т/год (построено по данным [23])



**Fig. 4. Respiration rate of different types of soils, t / year (based on data from [23])**

*Бесплодные почвы.* К «бесплодным» отнесем почвы всех климатических зон, включая почвы тундр, пустынь и полупустынь. Глобальный вклад эмиссии  $\text{CO}_2$  из тундровых и аридных экосистем составляет около 10% [61]. По данным [80] скорость дыхания почвы в засушливых районах континентального климата колебалась между  $-0,24$  и  $1,82$  моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ . На пустынных почвах территории Монголии, покрытых кустарниками, в условиях полусушливого континентального климата уровни эмиссии  $\text{CO}_2$  были ниже и составляли примерно  $0,26 \pm 0,04$  и  $0,58 \pm 0,07$  моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$  [80]. На северо-западе Китая скорость дыхания почвы составляла от  $0,57$  до  $0,86$  моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$  в местах с естественной растительностью и  $1,08$  моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$  на участках с азональной растительностью [79]. В пустынных экосистемах во Внутренней части Монголии и на территории северного Китая средний уровень поглощения  $\text{CH}_4$  в течение двух лет составлял  $3$  моль  $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$  [78]. Показатели дыхания почвы на участках с различным почвенным покровом на засушливых территориях Ботсваны колебались между  $0,035$ – $0,14$  моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ . Более высокая скорость дыхания почвы была зафиксирована в засушливой зоне в Индии:  $1,60 \pm 0,36$  зимой и  $9,89 \pm 0,78$  моль  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$  летом [36]. Как мы видим, приведенные данные указывают на то, что так называемые бесплодные почвы вносят весьма скромный вклад глобальные потоки парниковых газов.

*Пахотные почвы.* Особый интерес вызывают носительские объемы эмиссии метана почвами степной зоны, поскольку они занимают на юге России доминирующее положение. Согласно данным [8] содержание метана в почвах степной зоны Ростовской области изменялось в пределах от  $<0,01$  до  $15,1$  мкг  $\text{CH}_4/\text{г}$  влажной массы (в.м.) (рис.5 / fig. 5).

Максимальные концентрации метана установлены в аллювиальных лугово-черноземных почвах, для которых характерна высокая влажность. Минимальные концентрации метана зафиксированы в темно-каштановых и каштановых почвах, а также в солончаках. В задернованных почвах, по сравнению с распашанными, установлен более высокий уровень содержания метана. Распределение метана по почвенному профилю (рис. 6 / fig. 6), как правило, характеризовалось снижением его концентраций до значений ниже предела обнаружения от поверхности к нижним горизонтам, что обусловлено, главным образом, уменьшением количества и лабильности органических веществ, содержащихся в почвах.

Величины эмиссии метана почвами в атмосферу изменялись в пределах от  $<0,1$  до  $1,5$  мг  $\text{CH}_4/\text{м}^2 \text{ сут.}$ , что существенно ниже интенсивности его эмиссии почвами болот и заболоченных участков и сопоставимо с минимальными потоками от сухих почв тундры [6-8, 11, 40]. Максимальная скорость эмиссии ( $1,5$  мг/ $\text{м}^2 \text{ сут.}$ ) зафиксирована в задернованных черноземах. Минимальные величины характерны для распашанных черноземных почв. Суммарная эмиссия метана исследованными почвами степной зоны Ростовской области составляет  $\sim 16$  т в сутки или  $3360$  тонн в

год (или  $4,8$  млн.  $\text{м}^3$ ). Эта величина составляет всего 1% от общей эмиссии метана ( $458$  млн.  $\text{м}^3/\text{год}$ ) природными и антропогенными источниками Ростовской области. Наибольший вклад в суммарный поток метана вносят черноземы (66.8%), на луговые и аллювиальные почвы, каштановые почвы, солонцы и солончаки приходится 16.8, 11.7 и 4.7% соответственно (рис. 7 / fig. 7).

В работах [8, 33] предложена формула расчета эмиссии метана в атмосферу водными и наземными экосистемами. Она позволяет достаточно точно рассчитать эмиссию метана в атмосферу почвами. Эта формула применима для различных природных сред, и она аппроксимирует зависимость между концентрацией метана в поверхностном слое почвы и его потоком в атмосферу. В целом отмечается тесная связь ( $r=0.69$ ,  $P<0.01$ ) между количеством метана в горизонте почв 0-2 см и его потоками в атмосферу.

$$\lg F_{\text{CH}_4} = 0.8763 \times \lg C_{\text{CH}_4} + 3.7384 \quad [8]$$

где  $\lg F_{\text{CH}_4}$  – логарифм потока метана из почвы в атмосферу, нл/ $\text{м}^2 \text{ сутки}$ ;  $\lg C_{\text{CH}_4}$  – логарифм концентрации метана в почве, нл/ $\text{дм}^3$ .

С большой долей вероятности вклад прочих, не исследованных авторами почв (песчаные почвы, почвы балок, обнажения плотных и рыхлых пород), занимающих 6.6% площади области, незначителен. Вклад почв степной зоны Ростовской области в суммарный поток метана, в сравнении с данными Н.М. Бажина [3] для территории бывшего СССР, составляет в среднем 0.8% [30]. Однако следует отметить, что это – ориентировочная величина, и для более точных оценок суточной и годовой эмиссии метана почвенным покровом Ростовской области необходимо значительно большее количество точек наблюдений и проведение сезонных измерений.

*Водно-болотные угодья,* безусловно, вносят большой вклад в эмиссию метана. Водно-болотные угодья (занимающие всего 2,7% земного покрова) демонстрируют самые высокие средние уровни эмиссии, что значительно выше, чем все остальные типы почвенного покрова [7, 8]. Меньшая обводненность ландшафтов способствует большей аэрации их поверхности, увеличению мощности метанотрофного барьера в поверхностном слое болотных почв, и как следствие снижению содержания и эмиссии метана. На лугово-болотных почвах Селенгинского среднегорья суммарное выделение  $\text{CO}_2$  составило в 2005 г. –  $506$  кг/га, в 2006 –  $633$ , на лугово-каштановых –  $533$  и  $623$ . Среднесуточная эмиссия в лугово-болотных почвах колебалась в диапазоне  $3,41$ , достигая максимума в конце июля – начале августа, до  $30,35$  кг/га [15]. Динамика накопления диоксида углерода в газовой фазе носит экспоненциальный характер. С ростом удельной поверхности агрегатов его концентрация возрастает в газовой фазе. Накопление  $\text{CO}_2$  для агрегатов размером  $2$  мм составило  $17,7$  мг/г почвы, а размером  $6$  и  $10$  мм соответственно  $14,72$  и  $9,8$  [22]. По данным В. А. Ковды [16] дыхание почвы, богатой органическими веществами, производит в сутки до  $1,5$  т/га

углекислого газа. Его большая часть выделяется при разложении свежей органики гумуса из области ризосферы беспозвоночными, простейшими и микроорганизмами, что за год составляет 200-300 т/га. По мнению [35, 40, 49] лесные почвы все же обладают большим потенциалом эмиссии метана, чем водно-болотные угодья, поскольку в лесных почвах наблюдается вторая по величине скорость потока метана после водно-болотных угодий с их небольшим охватом, это говорит о том, что лесные почвы, наряду со степными и полупустынными, вносят значительный вклад в глобальную эмиссию метана.

**Глобальные потоки парниковых газов.** В работе [31] приведены сведения по глобальным потокам метана из работ [32, 49] различными экосистемами Земного шара. Оказалось, что различными экосистемами выделяется от 0,0 до 317 млн.т./год метана, из них полупустынями и болотными экосистемами выделяется 12,9% (8,6% и 4,3% соответственно) (рис. 8 / fig. 8) от глобальной эмиссии метана различными экосистемами Земли. Данные свидетельствуют о том, что главную роль в эмиссии метана играют экосистемы

тропических влажных лесов, чей вклад оценивается в 34,8% (рис. 9 / fig. 9).

Любопытно, что данные авторов [65, 66, 69] свидетельствуют, о том, что наибольшие значения эмиссии углекислого газа, метана, оксида азота и, как следствие, эквивалента  $\text{CO}_2$  приурочены к водно-болотным угодьям (рис. 10 / fig. 10). Пахотные земли характеризуются ярко выраженным преобладанием эмиссии углекислого газа, а лесные угодья поставляют в атмосферу наибольшее количество оксида азота, чем остальные. Ожидаемо, луга и бесплодные земли имеют наименьшие значения по эквиваленту  $\text{CO}_2$ .

Таким образом, данные по глобальным потокам парниковых газов от различных экосистем порой весьма противоречивы, а роль почвенного покрова и вовсе представляется недостаточно изученной. Для того, чтобы лучше понимать закономерности распределения парниковых газов в различных типах почв необходимо более пристальное внимание уделить факторам, которые оказывают наибольшее влияние на содержания парниковых газов.

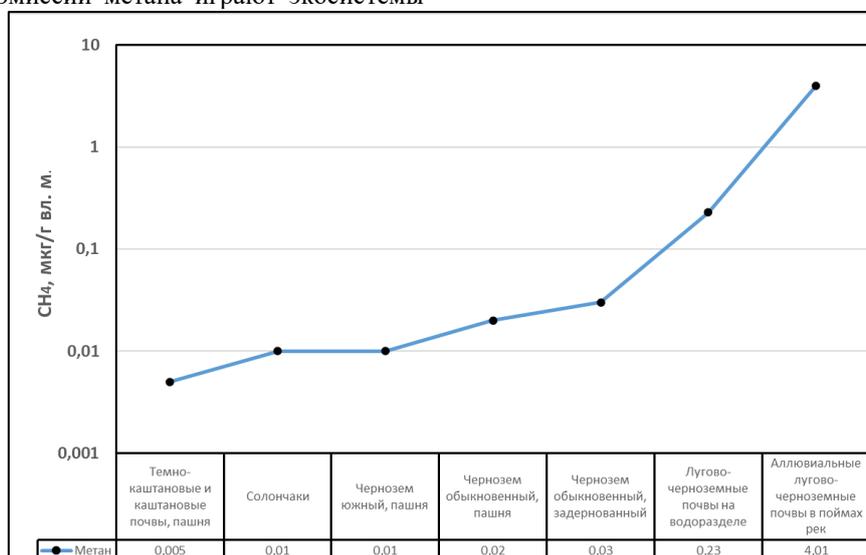


Рис. 5. Среднее содержание метана в верхнем 0-2 см слое различных типов почв Ростовской области (по данным [8])

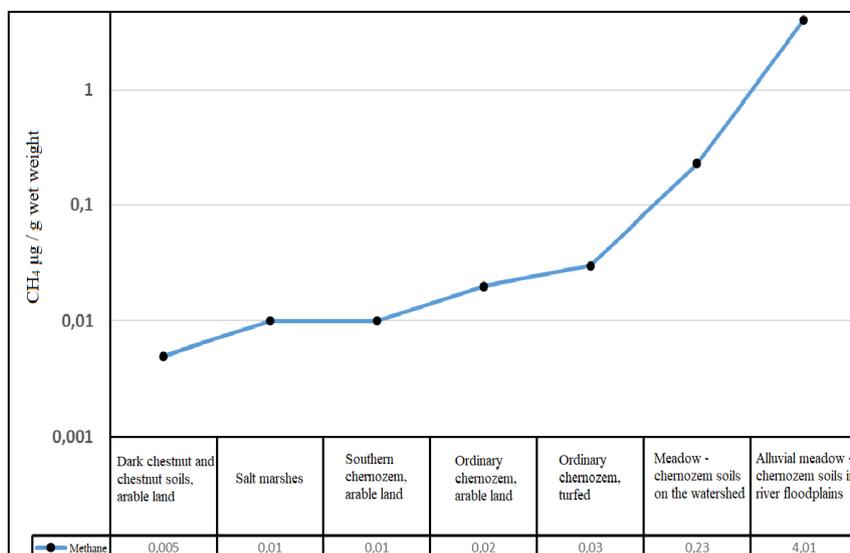


Fig. 5. Average methane content in the upper 0–2 cm layer of different types of soils in the Rostov region (according to [8])

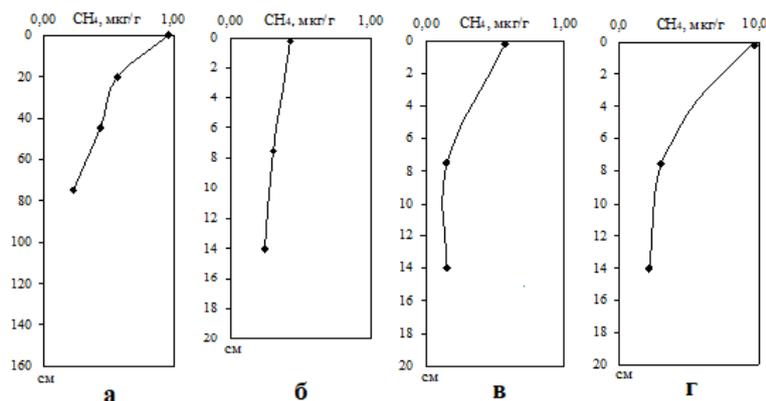


Рис. 6. Распределение содержания метана в почвах Ростовской области различного типа по вертикальному разрезу (а – лугово-черноземные почвы; б – чернозем обыкновенный (задернованная пашня); в – лугово-черноземные почвы на водоразделе; г – аллювиальные лугово-черноземные почвы в пойме) (построено по данным [8]).

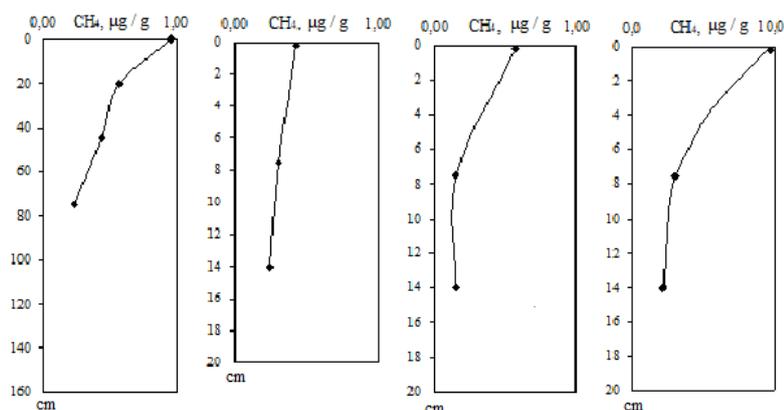


Fig. 6. Distribution of methane content in soils of the Rostov region of various types along the vertical section (a - meadow chernozem soils; b - ordinary chernozem (turfed arable land); c - meadow chernozem soils on the watershed; d - alluvial meadow chernozem soils in the floodplain) (based on data from [8])

**Влияние различных факторов на потоки  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  почвами.** Эмиссия почвой парниковых газов является динамичным показателем, сильно варьирующим в пространстве, и во времени. Микробная активность, корневое дыхание, процессы биохимического распада, а также гетеротрофное дыхание почвенной фауны и грибов приводят к образованию парниковых газов в почвах. Величина эмиссии определяется множеством факторов, такими как влажность и температура почвы, растительный покров, pH почв, внесение удобрений, режим землепользования и др. [25, 59, 64]. Далее по тексту остановимся более подробно на каждом из них.

Влажность почвы является наиболее важным условием для эмиссии газов из почвы, поскольку она контролирует микробную активность и все связанные процессы (рис. 11 / fig. 11). Нитрифицирующие бактерии нуждаются в кислороде, находящемся в поч-

венных порах. Почвы с меньшим количеством заполненного водой порового пространства (WFPS) показывают высокую эмиссию при нитрификации, с максимумом при 20% WFPS. Уменьшение эмиссии оксида азота ( $\text{NO}$ ) в почвах, имеющих WFPS ниже 10%, из-за меньшей подачи питательных веществ. Нитрификация дает более высокий потенциал для производства  $\text{NO}$ , чем для производства  $\text{N}_2\text{O}$  [74]. Напротив,  $\text{CH}_4$  - и  $\text{N}_2\text{O}$  -продуцирующие бактерии требуют анаэробных условий. Выделение  $\text{N}_2\text{O}$  оптимально при 60% влажности и выделение самое низкое при влажности ниже 30%. Даже увеличение WFPS выше 80% все еще ведет к экспоненциальному увеличению эмиссии  $\text{N}_2\text{O}$ . Выделение  $\text{CH}_4$  требует строго анаэробных условий и положительно коррелирует с влажностью почвы. В аэробных условиях почвы являются эмитентами  $\text{CH}_4$ . Водно-болотные угодья и рисовые поля являются сильными источниками  $\text{CH}_4$  [31, 36,

37]. Продолжительные периоды засухи могут значительно сократить эмиссию газов почвами. Почва может затем превратиться в чистый сток для  $N_2O$ . Почвы с высокой долей крупных пор способствуют эмиссии газов, образующихся в аэробных условиях [74]. Эмиссия  $NO$  самые высокие в почвах с грубой текстурой почвы. Почвы с доминирующими мелкими порами поддерживают образование  $CH_4$  и  $N_2O$ , образующихся в анаэробных условиях [41]. Более интенсивная эмиссия  $CO_2$  встречалась на тонко текстурированных почвах, особенно по сравнению с песчаными почвами во время теплых засушливых периодов. Стабильные агрегации (конкременты, корки) приво-

дят к снижению количества органических веществ в почве, поскольку  $C$  и  $N$  становятся менее доступны для почвенных микробов. Осадки после продолжительных периодов засухи вызывают пульсирующий эффект, эмиссия увеличивается в течение нескольких минут или часов после начала выпадения осадков и возвращается к фоновым уровням в течение нескольких дней [74].

Это обусловлено возобновленной минерализацией и доступностью легко разлагаемого материала для метаболизма реактивированных микробов. Эффект Берча уменьшается с увеличением частоты влажно-сухих циклов.

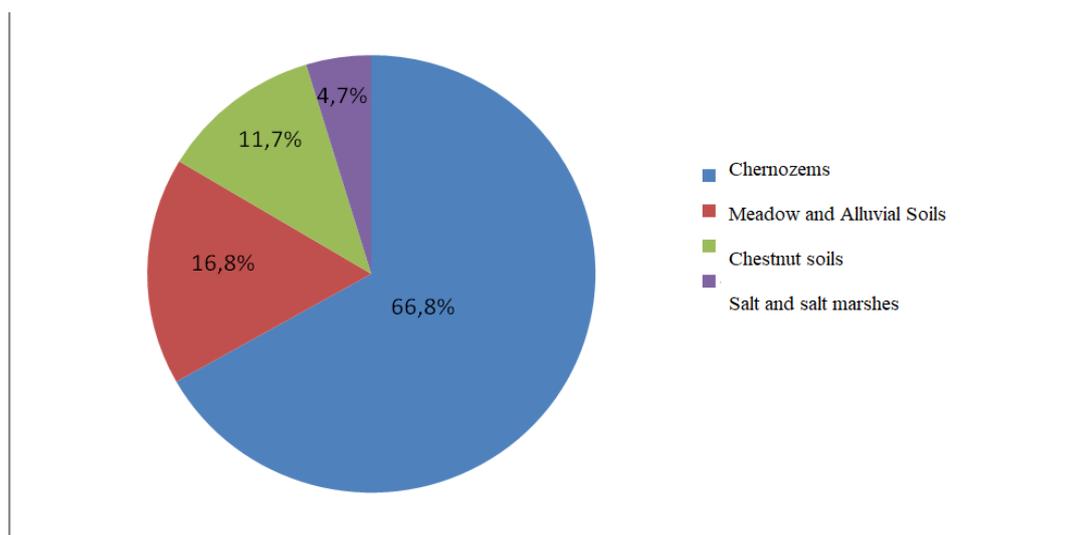


Рис. 7. Вклад различных типов почв в суммарную эмиссию  $CH_4$  Ростовской области (построен по данным [31])

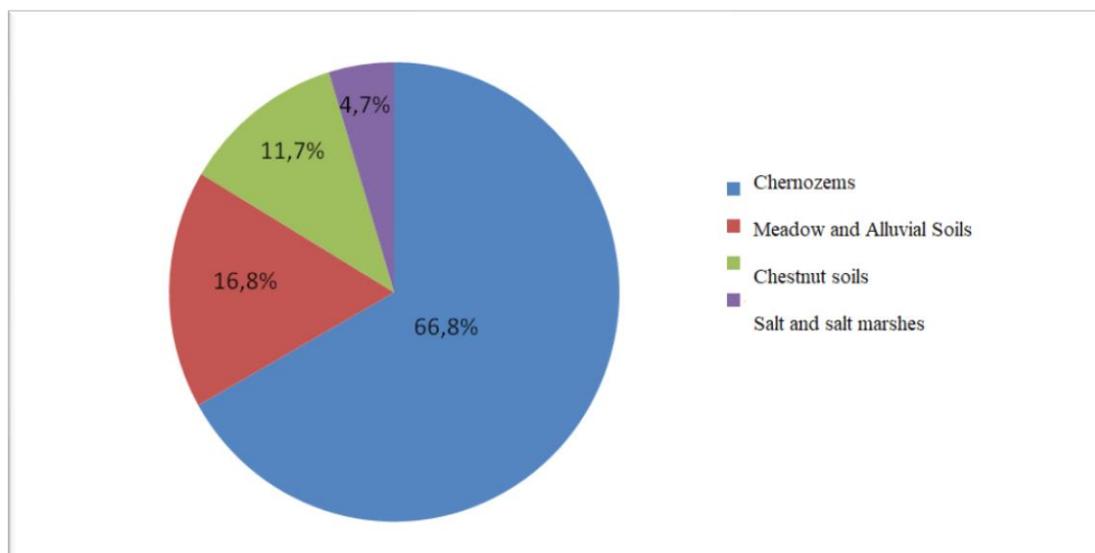


Fig. 7. Contribution of different types of soils to the total  $CH_4$  emission of the Rostov region (constructed according to the data of [31])

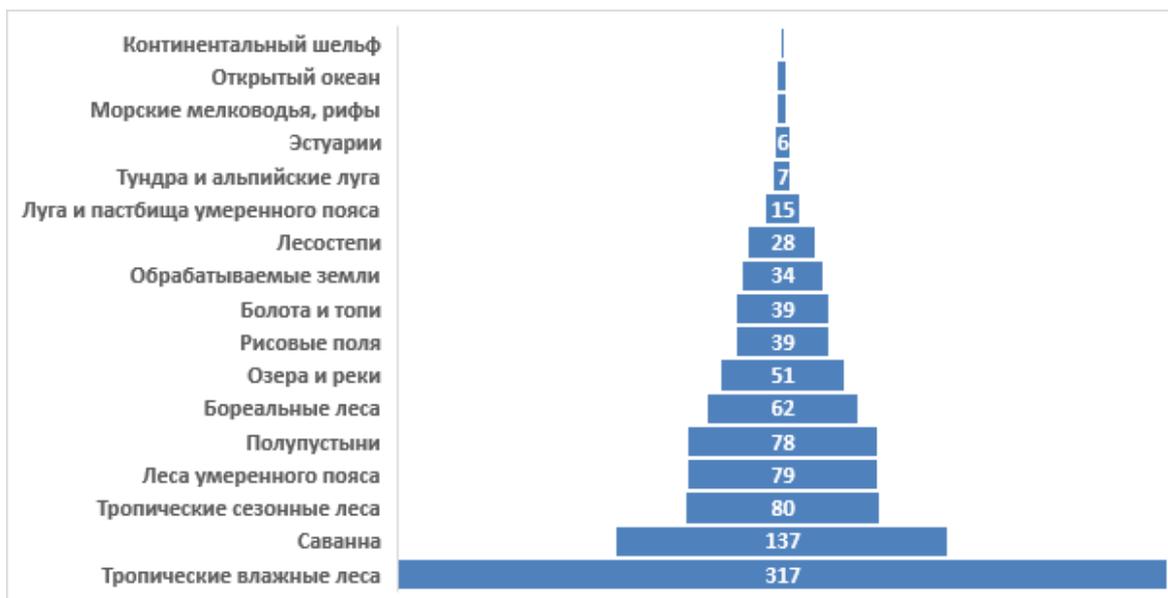


Рис. 8. Глобальная эмиссия метана различными экосистемами Земли (млн т/год)  
(построено по данным [72])

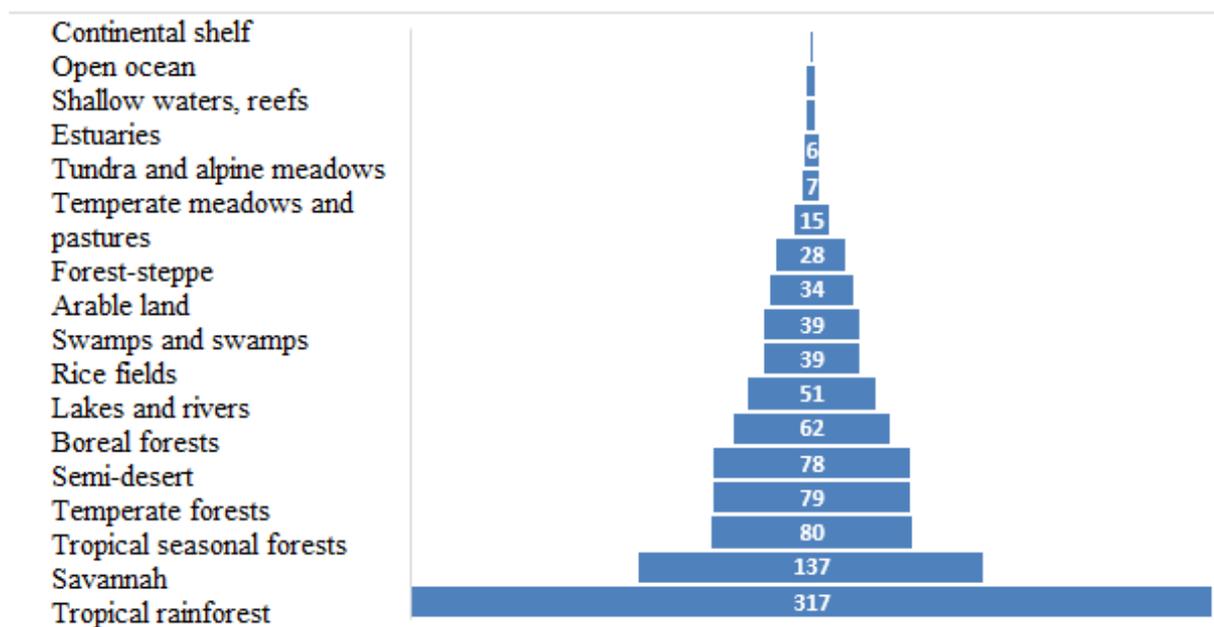


Fig. 8. Global methane emission by various ecosystems of the Earth (million tons / year)  
(based on data from [72])

Температура почвы также играет важнейшую роль в вариации выделения парниковых газов из почв [70] (рис. 11 / fig. 11). Повышение температуры почвы до определенных значений приводит к интенсификации эмиссии парниковых газов, далее способствует их поглощению, что является положительной реакцией обратной связи на усиление микробного метаболизма. Эмиссия метана и  $N_2O$  дополнительно стимулируются увеличением скорости дыхания почвы при повышении температуры почвы, что приводит к снижению концентрации  $O_2$  в почве. Положитель-

ный температурный эффект может быть связан с нехваткой воды в почве, поскольку вода необходима в качестве транспортной среды для питательных веществ, необходимых микробам. Эмиссия оксида азота и  $CO_2$  экспоненциально увеличиваются с температурой [72]. Дыхание почвенных бактерий наблюдалось вплоть до температуры почвы  $-7^\circ C$ . Температурную зависимость эмиссии газа из почв можно описать фактором температурной чувствительности, он выражает скорость изменения в химической или биологической системе с изменением температуры  $10^\circ C$  и

увеличивается с глубиной почвы. Здесь следует подчеркнуть, что содержание метана в почвах может уменьшаться ввиду резкого снижения температуры воздуха поверхностного горизонта почв, что приводит к дефорсированию метаногенеза (рис. 11 / fig. 11). Обнаружена отчетливая тенденция уменьшения эмиссии метана в атмосферу по мере снижения температу-

ры воздуха, что характерно и для динамики его содержания в почвах Ростовской области, где отмечается тесная связь ( $r = 0.69$ ,  $P < 0.01$ ) между количеством метана в 0-2 см горизонте почв и его потоками в атмосферу [30]. Эмиссия  $N_2O$  увеличивается с ростом температуры примерно до  $37^\circ C$ ; после этого денитрификация и эмиссия  $N_2O$  уменьшаются.



Рис. 9. Процентное соотношение вклада глобальной эмиссии метана в атмосферу различными экосистемами Земли (построено по данным [72])

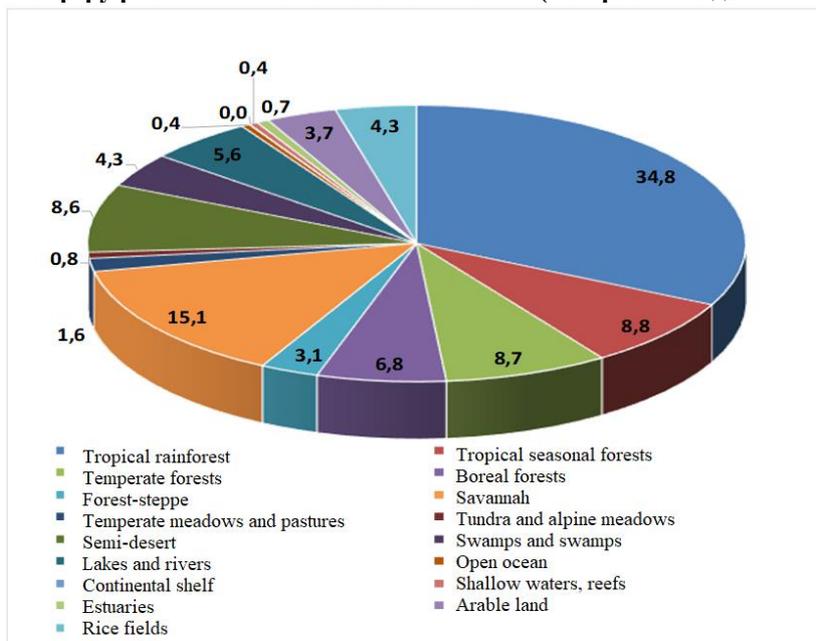


Fig. 9. Percentage ratio of the contribution of global methane emissions to the atmosphere by various ecosystems of the Earth (based on data from [72])

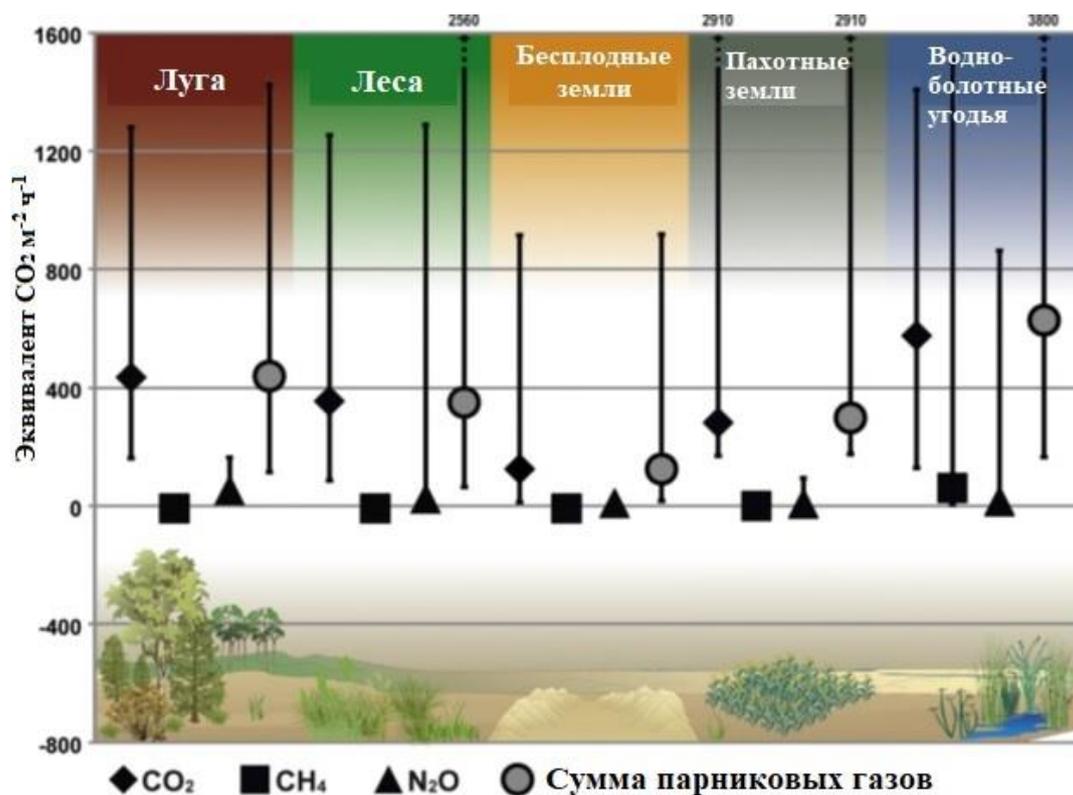


Рис. 10. Средние значения эмиссии парниковых газов различными типами земель в зависимости от растительного покрова (средние значения показаны символами, вариация значений – сплошными линиями (построено по данным [42, 44, 56]))

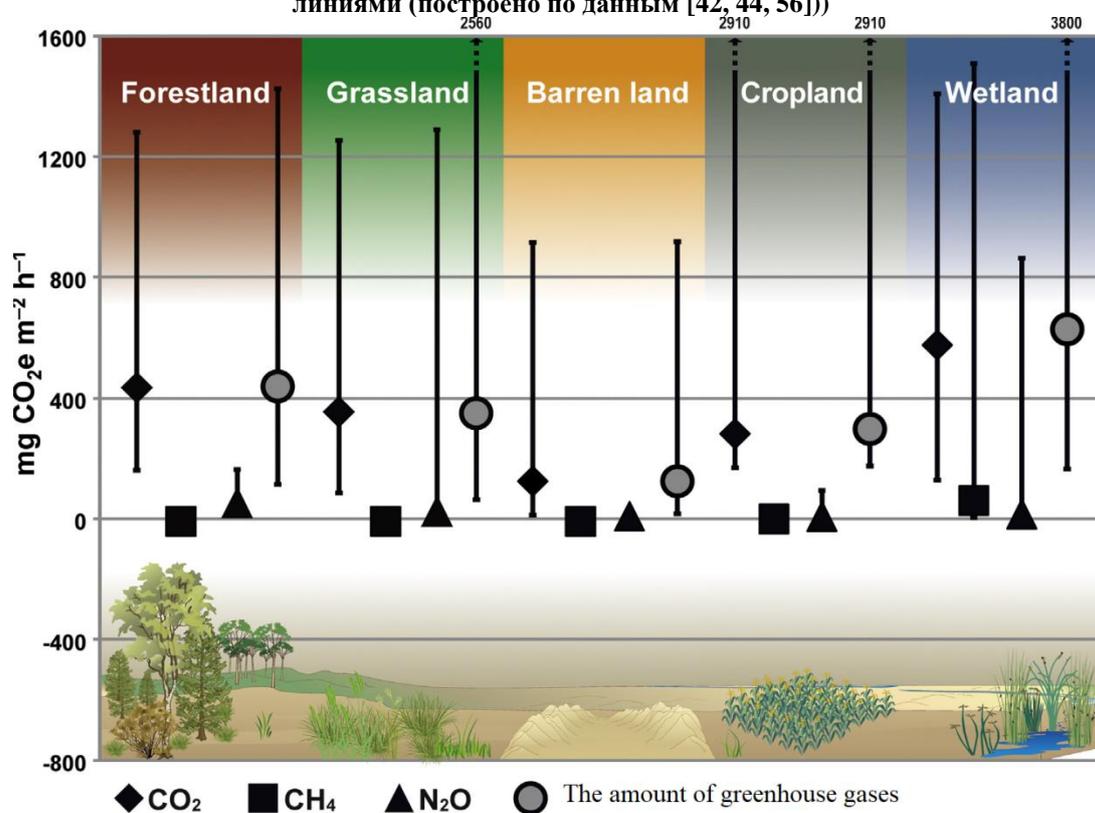


Fig. 10. Average values of greenhouse gas emissions by different types of land depending on vegetation cover (average values are shown by symbols, variation of values - by solid lines (based on data [42, 44, 56]))

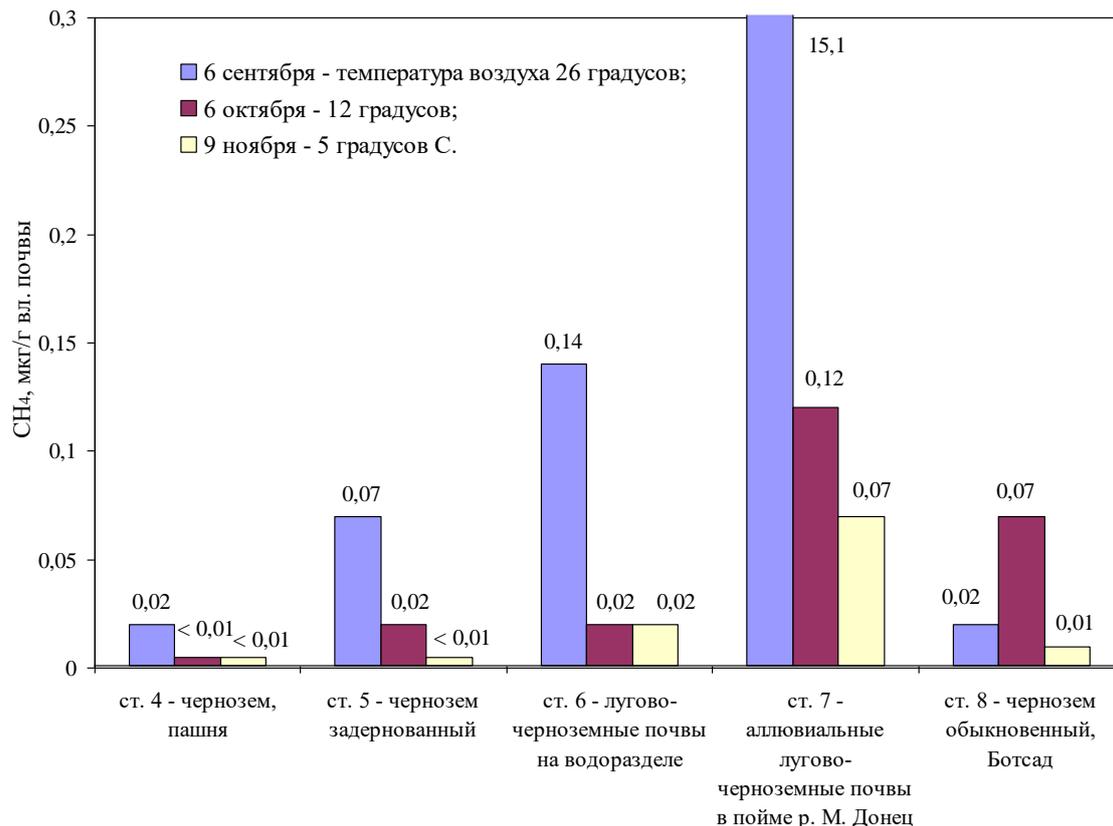


Рис. 11. Сезонные изменения содержания метана в почвах окрестностей г. Ростова-на-Дону (построен по данным [8])

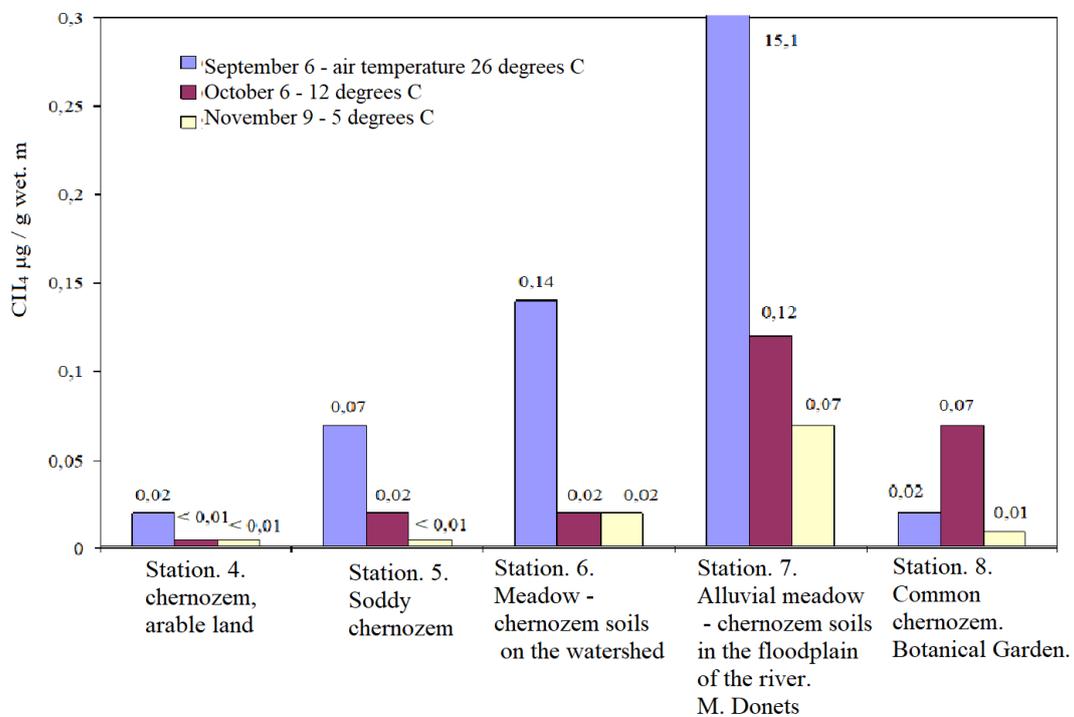


Fig. 11. Seasonal changes in the content of methane in the soils of the environs of Rostov-on-Don (constructed according to data from [8])

В полевых условиях влажность и температура влияют друг на друга, что может затруднить наблюдение четких корреляций [67]. Температура важна для регулирования случаев замерзания-оттаивания, вызывающих эмиссию газа из почв [46] и может быть причиной до 50% общих годовых эмиссий  $N_2O$ . Напротив, эмиссии  $CO_2$  в зимнее время считаются менее значимой в разрезе годовой глобальной эмиссии, так как корневое дыхание низкое в умеренном или в полярном климате [28]. Поэтому содержание воды в почве должно быть близко к насыщению, чтобы снизить содержание кислорода. Во время циклов замерзания-оттаивания дополнительные микроэлементы высвобождаются для метаболизма микроорганизмов посредством дезагрегации частиц почвы [50]. После оттаивания мертвый органический материал (например, корни растений) усиливает дыхание микроорганизмов и эмиссию  $N_2O$ . Авторы утверждают, что зимняя эмиссия актуальна для зоны умеренного климата.

Температура также является одним из важнейших факторов, определяющих скорость биохимических реакций, в том числе и процесс денитрификации. Максимальная эмиссия закиси азота из почв наблюдается в интервале температур 25 - 32°C [8]. Максимальное увеличение эмиссии  $N_2O$  происходит в процессе оттаивания почвы зимой и увлажнения летом [29].

По сведениям [25, 26, 30] температура оказывает положительное влияние на генерацию метана в почвах и донных отложениях водных экосистем, что обусловлено активизацией деятельности метаногенного сообщества бактерий. Экспериментально замеренные потоки метана тесно коррелировали с его концентрациями в болотных водах и поверхностном слое болотных почв, изученных микроландшафтов. Показано, что полученные уравнения регрессии с адекватной точностью отражают связь содержания метана с его потоками в атмосферу и могут быть использованы для прогнозных оценок эмиссии газа не только водными объектами, но и такими наземными источниками, как торфяные залежи болот и почвы.

Периоды пиковых скоростей дыхания в течение вегетационного периода меняются от марта-апреля для луговых биоценозов до июля-сентября для других биоценозов. Величина годовых потоков  $CO_2$  зависит от типа почвы, ценоза и погодных условий. При этом определяющее влияние на величину эмиссии  $CO_2$  оказывает температура почв, а также почвенная влажность. Для сообществ умеренного климата характерны дневные и вечерние максимумы выделения  $CO_2$  почвой при минимуме в утренние часы, объясняемые суточным ходом температур и биологической активности (эвапотранспирации, корневого дыхания, ритмики микробоценоза и т.д.). При этом биогенный фактор, например наличие корневых систем, может иметь доминирующее значение. Увеличение влажно-

сти приводит к усилению пространственного варьирования дыхания, и по мере насыщения почвы – к падению интенсивности процесса в связи с сокращением воздухоносной пористости и ухудшением газообмена с атмосферой. Максимальные значения дыхания наблюдаются, если во влажную и теплую почву попадает свежий органический субстрат, податливый к разложению – опад, корневые выделения, органические удобрения [30].

Для почвенных потоков  $CH_4$  также свойственна сезонная и суточная динамика, обусловленная влиянием гидротермических факторов как на активность метаногенных и метанотрофных микроорганизмов, так и на скорость диффузии газа в системе почва-тропосфера. На основании весьма спорной интерпретации экспериментальных результатов [22], сделан вывод о том, что скорость поглощения атмосферного метана отрицательно коррелирует с влажностью почвы и положительно с температурой. При высокой влажности и низкой температуре почвы весной и осенью выделение метана из почвы преобладало над его поглощением из атмосферы, а максимальная метанокислительная активность в почве развивалась в летние месяцы. Характер и скорость потока метана между 9 и 10 часами утра наиболее точно соответствует его среднесуточным показателям. По мере прогревания верхнего 10-см слоя почвы с увеличением температуры воздуха к 15 часам происходит значительное усиление метаноокисления, которое постепенно ослабевает в вечерние часы, а в 3 часа имеет место выделение метана из почвы.

В течение периода вегетации нитрогеназная активность в почвах значительно варьируется: увеличивается к середине лета и постепенно снижается осенью. Погодные условия комплексно влияют на величину процесса азотфиксации. В начале сезона вследствие низкой температуры азотфиксирующая активность невелика. С повышением температуры в июне – июле увеличиваются и значения азотфиксации. В октябре при низких температурах воздуха и почвы и избыточном количестве осадков активность азотфиксации снижается [27].

В биогеоценозах важную роль в процессе азотфиксации играет опад листовых пород, богатый легкоподвижным органическим веществом. В хвойных насаждениях структура микробоценоза подстилки в значительной степени обусловлена особенностями химического состава и строения хвои: наличия толстой восковой кутикулы, антибиотических веществ и обогащенностью полифенолами, что ограничивает возможность атакуемости ее микроорганизмами [19].

*Растительный покров.* Вегетационный возраст и тип дерева (лиственный, хвойный) влияют на дыхание почвы. Самые высокие показатели почвенного дыха-

ния были обнаружены у молодых еловых древостоев при сравнении 10-, 15-, 31- и 47-летних древостоев [59]. Почвенное дыхание снижается с возрастом насаждения, что обусловлено снижением тонкой биомассы корня. Уменьшение выравнивалось с возрастом насаждения, так как нижнее дыхание корней в старом лесу было частично компенсировано более высоким микробным дыханием из-за более высоких органических входов [63]. Аналогичные результаты были получены для сосновых древостоев в возрасте 45 и 250 лет, сосновых деревьев в возрасте 20 и 40 лет [47] и для 5 и 15-летних деревьев. Высокое биоразнообразие со сбалансированным соотношением растений Leguminosae и C3 и C4 метабиоза на пастбищных угодьях привело к увеличению потенциала C-секвестрации [32]. На сельскохозяйственных участках эмиссия  $N_2O$  из бобовых была значительно ниже, чем эмиссия  $N_2O$ , полученные из удобрений. Растительность влияет на эмиссию  $CH_4$  [32]. Повышенные концентрации  $CO_2$  в почвах также могут быть вызваны большей корневой массой из-за повышенных концентраций  $CO_2$  в атмосфере. Следовательно, условия для эмиссии  $N_2O$  и  $CH_4$  улучшаются и приводят к денитрификации.

*pH почв.* Микробная активность зависит от pH почвы. Следовательно, методы управления почвами, влияют на эмиссию газов почвами, дополнительный углерод может выделяться в виде  $CO_2$  [74]. Кислотные условия почвы приводят к снижению эмиссии почвами. Оптимальное значение pH для метаногенеза находится между pH 4 и 7. Наблюдалось, что эмиссия  $CO_2$  являются самыми высокими при нейтральных значениях pH. Эмиссии  $N_2O$  уменьшаются только в кислых почвенных условиях. Нитрификация увеличивается при более высоких значениях pH, так как равновесие между  $NH_3^-$  и  $NO_3^-$  смещается в сторону аммония [33]. Тем не менее, никаких существенных корреляций между эмиссией  $NO$  и  $N_2O$  и значением pH обнаружено не было [38]. Эмиссия  $NO$  вызвана денитрификацией в кислых почвенных условиях, в то время как щелочные условия способствуют эмиссии  $NO$ , образующимся при нитрификации [46].

*Внесение удобрений* - важный агрохимический прием, направленный на улучшение физико-химических свойств почвы, целью которого является повышение плодородия почв. При удобрении почв происходит пополнения запаса питательных веществ, среди которых главное место занимает азот. Из-за высокой мобильности соединений азота его низкое содержание в почве часто лимитирует развитие культурных растений, поэтому внесение азотных удобрений вызывает большой положительный эффект. Из всех типов удобрений азотные наиболее подвержены воздействию со стороны почвенных микроорганизмов. В первую неделю после внесения до 70% массы

удобрения потребляется бактериями и грибами (иммобилизуется) и лишь после их гибели азот, входящий в их состав, может использоваться растениями. Большие потери азота удобрений происходят из-за выноса легкорастворимых нитратов и солей аммония из почвенного профиля, а также в ходе денитрификации (газообразные потери в виде закиси азота) и из-за нитрификации (образование нитратов и их вынос). Результаты многих полевых экспериментов подтверждают увеличение эмиссии закиси азота из почв сразу после внесения удобрений [44]. В агроземах, богатых органическим веществом, высокие скорости минерализации азота обеспечивают достаточное количество аммония для нитрификации и дальше, по цепочке химических реакций, до процесса денитрификации. Поэтому, как уже говорилось, на пахотных почвах эмиссия закиси азота сильно зависит от количества вносимых удобрений. Во многих экспериментах обнаружено увеличение эмиссии закиси азота из почв при увеличении количества вносимого в почву азотсодержащего удобрения [19].

После изучения данных, приведенных в работах [27, 32], межправительственная группа по изменению климата (The Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC) провела оценку глобальных эмиссий закиси азота, вызванных внесением удобрений, и предложила считать критическим значение эмиссионного фактора (процентная доля азота, выделившегося из почвы в виде закиси от количества азота, внесенного в почву с удобрениями)  $1.25\% \pm 1\%$  для всех культур, на любых сельскохозяйственных почвах с использованием любых агротехнологий [43]. Современные исследования показывают, что различия в эмиссиях  $N_2O$  между выращиваемыми культурами могут быть значительными. В работах [44] описываются довольно высокие потери азота в виде закиси при выращивании сахарной свеклы по сравнению с озимой пшеницей, хотя количество внесенного с удобрениями азота было выше под зерновой культурой. В другой работе Смит [55] сравнивает эмиссии закиси азота с полей, где выращивали рожь ( $180 \text{ кг N га}^{-1}$ ), ячмень ( $120 \text{ кг N га}^{-1}$ ) и картофель ( $140 \text{ кг N га}^{-1}$ ). В этих исследованиях эмиссионный фактор был существенно выше для участков, занятых картофелем, чем для участков, занятых зерновыми культурами.

*Изменение режима землепользования* может существенно повлиять на процессы эмиссии и поглощения  $CO_2$  и других парниковых газов [49]. Когда леса, луга и торфяники превращают в сельскохозяйственные угодья изменяется характер накопления органического углерода в почве, который в свою очередь во многом зависит от растительного покрова. В течение первых 30 лет после превращения леса в сельскохозяйственные угодья теряется 30–35% углерода почвы, хранящегося в верхнем 7 см слое, в то время как ниже глубины плуга существенные из-

менения не происходят. Глобальный потенциал C-секвестрации сельскохозяйственных почв составляет 0,73–0,87 тонн C в год. Хозяйственная деятельность также приводит к сокращению площади лесов, нарушению естественной поверхности почвы, что способствует ослаблению роли естественных стоков парниковых газов, которые ранее частично нейтрализовали дополнительную эмиссию парниковых газов в атмосферу. Добавим, Растительные пожары в экосистемах могут влиять на баланс парниковых газов в почвах, в зависимости от температуры и продолжительности пожара, при этом в сожженных районах наблюдаются более низкие потоки CO<sub>2</sub> и N<sub>2</sub>O, чем в местах без сгорания, в течение примерно одного месяца после сжигания [48]. Это вызвано снижением корневого дыхания при отсутствии растительного покрова и связанным с этим изменением рН. Менее интенсивная эмиссия N<sub>2</sub>O вызваны сгоранием древесного угля [38]. После сжигания температура почвы повышается из-за отсутствия покрова, в то время как влажность почвы не меняется, поскольку пониженная транспирация растений компенсирует потерю или уменьшение растительного покрова [26]. Никаких значительных изменений поглощения CH<sub>4</sub> почвами не наблюдалось при пожаре и после [48]. Термическое аммонификация вызывает увеличение содержания аммония после первого пожара. Содержание нитратов со временем уменьшается из-за подавленной нитрификации [53].

**Генерация и поглощение метана почвами как возможный фактор влияния на карбонатно-кальциевое равновесие.** Выше по тексту высказано предположение о возможном влиянии роста концентрации метана и диоксида углерода на карбонатно-кальциевое равновесие в поровых растворах в приземном слое атмосферы. Обращаясь вновь к проблеме ККР, отметим, что в большинстве из проанализированных работ [6, 8, 11], [31, 7, 30], не было обращено внимание на влияние образования и окисления метана соответствующими микроорганизмами на такие важные факторы как значения рН и содержание диоксида углерода в почвенных растворах. Исходя из реакций образования метана в почвах с восстановительным режимом, по одной из двух реакций – путем ферментации ацетата и /или редукции диоксида углерода можно ожидать изменения как масштабов генерации этих газов и их потоков, так и карбонатно-кальциевого равновесия. Нет ясности и в том, какое обратное воздействие может оказывать на ККР в почвах наблюдаемый рост в тропосфере Земли таких парниковых газов как диоксид углерода и метан.

Исходя из теоретических соображений, можно высказать предположение, что межрезервуарный перенос метана и диоксида углерода в системе «тропосфера – педосфера», их генерация и окисление *in situ* бу-

дут оказывать влияние на ККР. Генерация метана в почвах из ограниченного набора субстратов, включающего H<sub>2</sub> + CO<sub>2</sub>, формиат, ацетат, метанол и метилированные амины (моно-, ди-, триметиламин), должно приводить к повышению значений водородного показателя и усилению карбонатообразования, в то время как окисление метана и сток диоксида углерода в почве будет вызывать обратный эффект [31].

Не менее важным является изучение влияния рисосеяния и возделывания риса на газовый состав и окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) почв. Так при анализе результатов работы [25] было показано, что при повторных посевах риса почва обедняется запасами обменного кислорода, связанного в форме окисных соединений железа и других элементов. Почва под рисом, изолированная слоем воды, быстро теряет также запасы кислорода. Наблюдения за влиянием режима орошения рисовых полей на величину ОВП почв показали (рис. 12 / fig. 12), что до затопления рисовых полей значение Eh составляло +382 мВ, в почве преобладали окислительные процессы.

С момента затопления поступление кислорода фактически прекратилось (окислительные процессы локализовались лишь в прикорневой зоне), что привело к резкому и значительному снижению величины ОВП уже в первые дни после затопления, с минимальными значениями в фазе выметывания. В результате в составе почвенных газов накопилось от 1 до 20 % диоксида углерода, от 1 до 10 % водорода и от 15 до 75 % метана. Постоянное затопление способствовало более сильному снижению ОВП в сравнении с укороченным. При этом восстановительные процессы наиболее интенсивно протекали в верхнем 10 см слое почвы; в более глубоких слоях (10-20 см) интенсивность этих процессов снижалась. Из анализа работы [18] следует, что многолетнее возделывание риса способствует накоплению в почве продуктов деятельности анаэробных микроорганизмов, многие из которых (сероводород, масляная кислота и др.) ядовиты для риса. При этом почва рисовых чеков обедняется легкогидролизуемыми соединениями органического вещества и тем больше, чем длительнее возделывание риса. Это отрицательно сказывается на плодородии почвы. Комплекс всех отрицательных явлений приводит к значительному изреживанию всходов, а, следовательно, и к снижению урожая.

Таким образом, среди основных факторов, воздействующих на ККР, выделяются следующие [10]: изменение температуры, испарение, общая минерализация почвенного раствора, фотосинтез, физиологическая деятельность организмов, водорослей и растений, смешение раствора разного химического состава и минерализации.

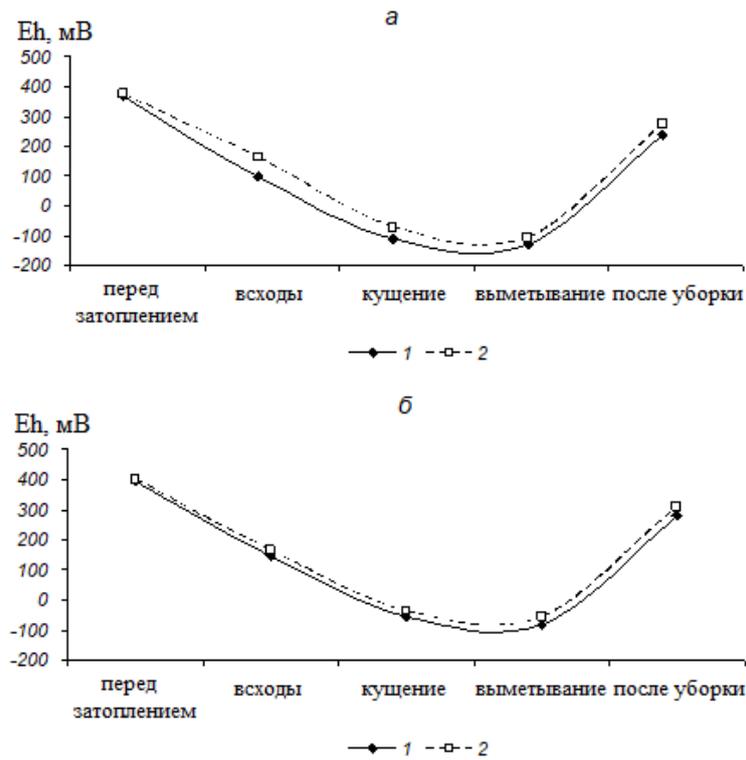


Рис. 12. Влияние режима орошения на динамику окислительно-восстановительного потенциала почвы:  
 а – режим постоянного затопления; б – режим укороченного затопления;  
 1 – 0–10 см; 2 – 10–20 см (построен по данным [28]).

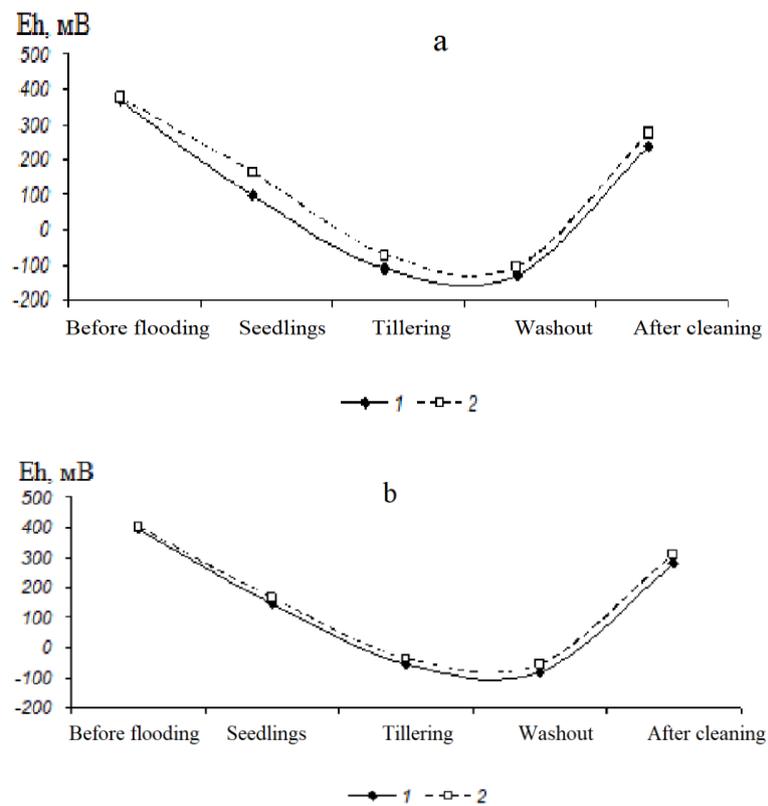


Fig. 12. Influence of the irrigation regime on the dynamics of the redox potential of the soil:  
 a - the regime of constant flooding; b - mode of shortened flooding;  
 1 – 0–10 cm; 2 – 10–20 cm (built according to [28])

### Заключение

1. Несмотря на существенные сдвиги и возросшее количество исследований по тематике, аналитического обзора все еще есть множество нерешенных проблем, встающих перед исследователями при подсчете эмиссии  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$  почвами. До конца не исследованы все факторы, влияющие на процессы эмиссии и потребления  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$  почвенным покровом.

2. Аналитический обзор литературы показал незначительное число данных, особенно в отношении эмиссии парниковых газов почвами и их замеры в полевых условиях с использованием камерных систем. Кроме того, очевиден недостаток информации об эмиссии метана почвами, занятыми разнообразными сельскохозяйственными культурами. Необходимость изучения эмиссии парниковых газов с полей, занятых под другие культуры, представляется необходимой. В большинстве экспериментов, посвященных изучению водно-болотных угодий, были проведены замеры эмиссии только  $\text{CH}_4$ . Результатов замеров других парниковых газов крайне мало.

3. Проанализированы основные методы определения эмиссии парниковых газов почвами: метод камер, космического зондирования, моделирования и микрометеорологический. Все они имеют некоторые методические недостатки. На сегодняшний день отсутствует общепринятая методическая база для определения эмиссии газов почвами. В то же время, по мнению авторов, камерный метод является наиболее предпочтительным для проведения процедуры измерения эмиссии газов почвами.

4. Эмиссия почвами и сток в них  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$  является результатом различных микробиологических процессов, которые, в свою очередь, зависят от факторов, определяющих рост и условия развития микроорганизмов. Поведение  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$  может меняться в зависимости от типа почвы, ее физико-химических показателей, температуры и влажности почвы, плотности, содержания органического вещества и т.д. К основным факторам, оказывающим влияние на интенсивность эмиссии  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$  почвами или их поглощения, можно отнести температуру и влажность почвенного покрова.

5. Установлено, что содержание метана в основных типах почв Ростовской области, как региональном компоненте, уменьшается в ряду «аллювиальные лугово-черноземные почвы → темно-каштановые и каштановые почвы → солончаки». Величина эмиссии метана почвами Ростовской области составляет ~1% от общей эмиссии метана природными и антропогенными источниками Ростовской области. При этом, следует отметить, что основной природный источник метана – водно-болотные угодья, включая поймы рек, которые нами не были учтены. Определенное значение в генерацию метана должны иметь рисовые чеки,

чей вклад в суммарную эмиссию почвами Ростовской области еще предстоит оценить.

6. Показана тесная связь изменения физико-химических характеристик почв рисовых чеков (значений Eh) в зависимости от режима возделывания риса. Вместе с тем автоморфные почвы за счет широкого распространения на Земле, с одной стороны, вносят значительный вклад в эмиссию метана, с другой, при определенных условиях, обладают уникальной способностью его поглощения (с образованием  $\text{CO}_2$ ). Следует отметить, что представленные выше значения эмиссии метана являются ориентировочными, для более точных оценок суточной и годовой эмиссии метана почвенным покровом Ростовской области необходим значительно больший объем данных наблюдений и проведение более масштабных сезонных измерений. Повышенное содержание метана в почвах городов, поселков и сельскохозяйственных угодий, наряду с высокой численностью сульфатредуцирующих клостридий, может указывать на их загрязненность отходами животных и человека.

7. Несмотря на имеющуюся критику и недостатки, нельзя пренебрегать успехами и прогрессом, достигнутым в исследовании эмиссии парниковых газов почвами. Растет понимание очень большой роли почв как поглотителя и эмитента парниковых газов. Это понимание растет параллельно с признанием огромной силы антропогенного вмешательства в естественные процессы экосистем при нерациональном землепользовании. Несмотря на то, что существуют отдельные исследования, их результаты еще не совсем достаточны для использования в моделировании и выработки политических рекомендаций.

8. Анализ и обобщение данных исследований по различным типам почв позволяет пролить свет не только на их вклад в глобальную эмиссию метана, но и подойти к пониманию важных с точки зрения агрохимии процессов и параметров, таких как, собственно, карбонатно-кальциевое равновесие и окислительно-восстановительный потенциал в современных почвах. Инвентаризация источников и оценка межрезервуарного массопереноса газа в системе «педосфера – атмосфера» позволяет приступить к разработке стратегии по снижению эмиссии парниковых газов, способствующей сдерживанию темпов глобального изменения климата. При этом, особое внимание следует обратить на глобальные изменения климата, происходящие в арктических и субарктических областях нашей планеты, «бесплодные» земли которых могут стать дополнительным и весьма обильным источником парниковых газов.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках гос. задания в сфере научной деятельности № 0852-2020-0029.*

### Список использованной литературы

1. Аничкин А.Е. Структура и функциональная роль животного населения почв муссонного тропического леса Вьетнама: автореф. дис. ... канд. биол. наук, М., ИПЭЭ РАН. 2008. 24 с.

2. Бабиков Б.В. Воздушный режим гидроморфных почв и факторы его определяющие // Матер. междунар. научн. конф. «Пространственно-временная организация почвенного покрова: теоретические и прикладные аспекты. СПб. 2007. С. 411–413.

3. *Бажин Н.М.* Метан в атмосфере // Соровский образовательный журнал. 2000. Вып. 6(3). С.52–57.
4. *Бобрик А.А.* Продукция углекислого газа почвами северных экосистем западной Сибири // Матер. XIV междунар. конфер. Докучаевские чтения. Почвы в условиях природных и антропогенных стрессов. СПб. 2011. С. 293–294.
5. *Вальков В.Ф.* Почвоведение. М-Ростов-на-Дону. 2004. 494 с.
6. *Гальченко В.Ф., Дулов Л.Е., Крамер Б., Конова Н.И., Барышева С.В.* Биогеохимические процессы цикла метана в почвах, болотах и озерах Западной Сибири // Микробиология. 2008. № 2. С. 215–225.
7. *Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А.* Глобальная эмиссия метана геологическими источниками. Международный научно - исследовательский журнал. С. 37–51 Выпуск: № 3 (81).
8. *Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А., Тамбиева Н.С.* Эмиссия метана из почв Ростовской области. Аридные экосистемы. 2011. № 4. С. 44–52. DOI: 10.1134/s2079096111040056.
9. *Глаголев М.В., Сабреков А.Ф.* Ответ А.В. Смагину: II. Углеродный баланс России // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. 2014. Т. 5. № 2. С. 50–70.
10. *Глаголев М.В., Сабреков А.Ф., Казанцев В.С.* Физикохимия и биология торфа. Методы измерения газообмена на границе почва-атмосфера. Томск: Изд-во ТГПУ. 2010. 104 с.
11. *Глаголев М.В., Чистотин М.В., Шнырев Н.А., Сирин А.А.* Летне-осенняя эмиссия диоксида углерода, метана осушенными торфяниками, измененными при хозяйственном использовании и естественными болотами (на примере участка Томской области) // Агротехника. 2008. № 5. С. 46–58.
12. *Глаголев М.В., Шнырев Н.А.* Динамика летне-осенней эмиссии CH<sub>4</sub> естественными болотами (на примере юга Томской области) // Вестник МГУ. 2007. №1. С. 8–14.
13. *Десятков Б.М., Бородулин А.И., Махов Г.А., Котлярова С.С., Сарманаев С.Р.* Оценка эмиссии болотного метана по его концентрации в приземном слое атмосферы // Метеорология и гидрология. 1998. № 8. С. 67–73.
14. *Добровольский Г.В.* Почвы в биосфере и жизни человека / М.: ВПО МГУЛ. 2012. 584 с.
15. *Картюк Т.В.* Агробиология // учеб. пособие. гос. аграр. ун-т. Красноярск, 2020. 256 с.
16. *Ковда В.А.* Биогеохимия почвенного покрова. Наука. 1985. 263 с.
17. *Лубсанова Т.М.* Дыхание почв Селенгинского Среднегорья // Матер. междунар. научн. конф. «Пространственно-временная организация почвенного покрова: теоретические и прикладные аспекты. СПб. 2007. С. 270–272.
18. *Макаров В.В., Середва М.В.* Особенности агротехники возделывания риса в Ростовской области // Научный журнал КубГАУ. 2012. № 79. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/osobennosti-agrotehniki-vozdelyvaniya-risa-v-rostovskoy-oblasti> (дата обращения: 01.04.2021).
19. *Минкина Т.М., Ендовицкий А.П., Калиниченко В.П., Фёдоров Ю.А.* Карбонатно-кальциевое равновесие в системе вода-почва / Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального университета, 2012. 376 с.
20. *Минько О.И.* Генерация углеводородного газа почвенным покровом планеты // Геохимия. 1996. № 1. С. 3-14.
21. *Нгуен Т.В.* Национальный парк Кат Тьен – общие сведения // Структура и функции почв тропического муссонного леса (Национальный парк Кат Тьен, Южный Вьетнам). М.: Товарищество научн. изданий. 2011. С. 13–15.
22. *Новиков Н.Н., Степанов А.Л., Поздняков А.И., Лебедева Е.В.* Сезонная динамика эмиссии CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O и N<sub>2</sub>O из торфяных почв поймы р. Яхромы // Почвоведение. 2007. № 7. С. 867–874.
23. *Околелова А.А.* Экологические принципы сохранения почвенного покрова. Волгоград, РПК «Политехник». 2006. 96 с
24. *Околелова А.А., Нгуен Тхинь Ван* (2013) Особенности эмиссии диоксида углерода в зависимости от природно-климатических условий // Вестник Академии знаний. №1. С.182–185.
25. *Пучков Л.А., Сластунов С.В., Коликов К.С.* Извлечение метана из угольных пластов. Москва: Московский государственный горный университет, 2002. 384 с.
26. *Садовникова Л.К.* Экология и охрана окружающей среды при химическом загрязнении. М.: Высшая школа. 2006. 334 с.
27. *Сергеева М.А., Задорожная С.В.* Образование и эмиссия метана в торфяных залежах олиготрофного болота // Болота и биосфера: Сборник материалов Пятой научной школы. 2006. Томск: Издательство ЦНТИ. С. 238–244.
28. *Сонде Теман Абу.* Особенности режима орошения и азотного питания сортов риса, возделываемых на лугово-черноземных почвах Северного Кавказа: автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук. Краснодар, КубГАУ, 2006. 27 с.
29. *Степанов А.Л., Манучарова Н.А.* Образование и поглощение парниковых газов в почвенных агрегатах. М.: Изд-во МГУ, 2006. 82 с.
30. *Степанова А.Л.* Образование и поглощение парниковых газов в почвах // Почвы в биосфере и жизни человека. М.: ВПО МГУЛ. 2012. С. 118-134.
31. *Сухоруков В.В., Трубник Р.Е., Фёдоров Ю.А.* Аналитический обзор: эмиссия и поглощение метана почвами // Экологические проблемы. Взгляд в будущее. 2020. С. 610 - 619.
32. *Фёдоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Крукиер М.Л.* Влияние температуры на эмиссию метана из водных объектов (по результатам экспериментального и математического моделирования) // Известия вузов. Сев.-Кав. регион. Естеств. науки. 2012 №6. С. 98-100.
33. *Фёдоров Ю.А., Тамбиева Н.С., Гарькуша Д.Н., Хорошевская В.О.* Метан в водных экосистемах: 2-е изд., перераб. и доп. Ростов-н/Д. М.: ЗАО «Ростиздат». 2005. 330 с.
34. *Ambus P., Christensen D.* Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest,

- grassland and agro ecosystems // *J. Environ.* 1995. Qual. N 25. P. 993–1001.
35. *Bahn M., Kutsch W.L., Heinemeyer A., Janssens I.A.* Appendix: Towards Standardized Protocol for the Measurement of Soil CO<sub>2</sub> Efflux Soil Carbon Dynamics. An Integrated Methodology // Cambridge Univ. Press. 2012. Pp. 272–281.
36. *Bahn M., Reichstein M., Davidson E.A., Grünzweig J., Jung M., Carbone M.S., Epron D., Misson L., Nouvellon Y., Rouspard O., Savage K., Trumbore S.E., Gimeno C., Curiel Y.J., Tang J., Vargas R., Janssens I.A.* Soil respiration at mean annual temperature predicts annual total across vegetation types and biomes // *Biogeo science*. 2010. N 7. Pp. 2147–2157.
37. *Bartlett K.B., Crill P.M., Sass R.L., Harriss R.C., Dise N.B.* Methane emissions from tundra environments in the Yukon-Kuskokwim Delta Alaska // *Journal of Geophysical Research D*. 1992. Vol. 97. № 15. Pp. 16645–16660.
38. *Batjes N.H.* Total carbon and nitrogen in the soils of the world // *Eur. J. SoilSci.* 1996. N 47. Pp. 151–163.
39. *Boussingault, J.B., Levy, B.* Mémoire sur la composition de l'aire confine dans la terre vegetal // *Ann. Chem. Phys.* 1853. Pp. 5–50.
40. *Bowden R.D., Melillo J.M., Steudler, P.A., Aber J.D.* Effects of nitrogen additions on annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern // *United States. J. Geophys. Res.* 1991. N 97. Pp. 9321–9328.
41. *Conrad R.* Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments // *FEMS Microbiology Ecology*. 1999. Vol. 28. № 3. Pp. 193–202. DOI: 10.1111/j.1574-6941.1999.tb00575.x.
42. *Dalal R.C., Allen D.E.* Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. Turner review // *Australian. J.* 2008. N 18. Pp. 369–407.
43. *Davidson E.A., Savage K., Verchot L.V., Navarro, R.* Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration // *Agric. For. Meteorol.* V. 113. P. 21–37. DOI: 10.1016/s0168-1923(02)00100-4.
44. *Ehhalt D.H.* The atmospheric cycle of methane // *Tellus*. 1974. Vol. 1. Pp. 58–70
45. *Fan S.M., Wofsy S.C., Bakwin P.S., Jacob D.J., Anderson S.M., Kebabian P.L., McManus J.B., Kolb C.E.* Micrometeorological measurements of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> exchange between the atmosphere and subarctic tundra // *Journal of Geophysical Research D*. 1992. Vol. 97. № 15. P. 16627–16643. DOI: 10.1029/91jd02531.
46. *FAO.* 1998. Wetland characterization and classification for sustainable agricultural development. Food and Agriculture Organization of the United Nations. На-режим доступа: <http://www.fao.org/docrep/003/x6611e/x6611e00.htm> (дата обращения 01.04.2020).
47. *Fedorov Yu. A., Gar'kusha D.N., Shipkova G.V.* Methane emission from peat deposits of raised bogs in Pskov oblast // *Geography and Natural Resources*. 2015. Vol. 36. Pp. 70–78 .
48. *Gar'kusha D.N., Sukhorukov V.V.* Methane Emissions by Reed Formations on the Azov Sea Coast. *OnLine Journal of Biological Sciences*. 2019. N 4. Pp. 286–295. DOI: 10.3844/ojbsci.2019.286.295.
49. *Hanson R.S., Hanson T.E.* Methanotrophic bacteria // *Microbiological reviews* Vol. 60. 1996. № 2. Pp. 439–471.
50. *Heinemeyer A., McNamara N.P.* Comparing the closed static versus the closed dynamic chamber flux methodology: implications for soil respiration studies // *Plant Soil*. 2011. Pp. 145–151.
51. *IPCC Climate Change* The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change // Cambridge. United Kingdom and New York. 2013. USA: Press C.U.1535 p.
52. *IPCC Climate Change* The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change // Cambridge. University Press. 2007. United Kingdom and New York. USA. 1535 p.
53. *IPCC Climate Change.* Scientific and technical analysis of impacts, adaptations and mitigation // Contribution of working group II to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. London: Cambridge University Press. 1996. 1535 p.
54. *Kutzbach L., Schneider J., Sachs T., Giebels M., Nykänen H., Shurpali N.J., Martikainen P.J., Alm J., Wilking M.* CO<sub>2</sub> flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression // *Biogeoscience*. 2007. N 4. Pp. 1005–1025. DOI: 10.5194/bg-4-1005-2007.
55. *Leifeld J., Nemo R., Schumacher J., Senapati N., Wiesmeier M.* Reproducibility of a soil organic carbon fractionation method to derive Roth C carbon pools // *The European Journal of Soil Science (EJSS)*. 2013. Vol. 32. № 4. Pp. 1673–1676. DOI: 10.1111/ejss.12088.
56. *Lindsey R.* Climate Change: Atmospheric Carbon Dioxide 2019. URL: <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-atmospheric-carbon-dioxide> (дата обращения 01.04.2021).
57. *Luo G.J., Brüggemann N., Wolf B., Gasche R., Grote R., Butterbach-Bahl K.* Decadal variability of soil CO<sub>2</sub>, NO, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> fluxes at the Höglwald forest. Germany // *Biogeoscience*. 2012. N 9. Pp. 1741–1763. DOI: 10.5194/bgd-8-12197-2011.
58. *Nguyen Kh.V.* Bioclimatic diagrams of Vietnam // Hanoi, Vietnam National University 2000.
59. *Pattey E., Edwards G.C., Desjardins R.L., Pennock D.J., Smith W., Grant B., MacPherson J.I.* Tools for quantifying N<sub>2</sub>O emissions from agro ecosystems // *Agric For Meteorol.* 2007. N 4. Pp. 103– 119. DOI: 10.1016/j.agrformet.2006.05.013.
60. *Peters V., Conrad R.* Methanogenic and other strictly anaerobic bacteria in desert soil and other oxic soils // *Applied and environmental microbiology* // 1995. Vol. 4. Pp. 1673–1676.
61. *Raich, J.W., Potter, C.S.* Global patterns of carbon dioxide emissions from soils // *Glob. Biogeochem. Cycles*. 1995. Vol. 9. Pp. 23–36.
62. *Rochette P.* Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N<sub>2</sub>O emissions // *Anim. Feed Sci. Tech.* 2011. Pp. 141–146. DOI: 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.063.
63. *Roulet N.T., Ash R., Moor T.R.* (1992) Low Boreal Wetlands as a Source of Atmospheric Methane //

Journal of Geophysical Research D. Vol. 97. № 4. Pp. 3739–3749.

64. Saggarr S., Tate K.R., Giltrap D.L., Singh J. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant Soil*. 2008. Vol. 309. Pp. 25–42. DOI: 10.1007/s11104-007-9421-3.

65. Sahrawat K.L. Terminal electron acceptors for controlling methane emissions from submerged rice soils // *Commun. Soil Sci. Plant*. 2004. Vol. 35. Pp. 1401–1413. DOI: 10.1081/css-120037554.

66. Sainju U.M., Jabro J.D., Stevens W.B. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization // *J. Environ. Qual.* 2008. Vol. 37. Pp. 98–106. DOI: 10.2134/jeq2006.0392.

67. Saiz G., Byrne K.A., Butterbach-Bahl K., Kiese R., Blujdea V., Farrell E.P. Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland // *Glob. Change Biol.* 2006. Vol. 12. Pp. 1007–1020. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01145.x.

68. Sanhueza E., Hao W.M., Scharffe D., Donoso L., Crutzen P.J. N<sub>2</sub>O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana Shield, Venezuela // *Geophys. Res.: Atmos.* 1990. Vol. 95. Pp. 22481–22488. DOI: 10.1029/jd095id13p22481.

69. Sanz-Cobena A., Abalos D., Meijide A., Sanchez-Martin L., Vallejo A. Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N<sub>2</sub>O emission // *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change*. 2014. DOI: 10.1007/s11027-014-9548-5.

70. Schaufler G., Kitzler B., Schindlbacher A., Skiba U., Sutton M.A., Zechmeister-Boltenstern S., Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature // *Eur. J. Soil Sci.* 2010. Vol. 61. Pp. 683–696. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x.

71. Sheila Wachiye, Lutz Merbold, Timo Vesala, Janne Rinne, Matti Räsänen, Sonja Leitner and Petri Pellikka. Soil greenhouse gas emissions under different land-use types in savanna ecosystems of Kenya // *Biogeosciences*. 2019. P. 17. DOI: 10.5194/bg-17-2149-2020.

72. Sheppard J.C., Westbergh H.H., Hopper J.F., Ganeson K., Zimmerman P. Inventory of global methane sources and their producing rates // *J. Geophys. Res.* Vol. 87. Pp. 1305–1312.

73. Smith K.A., Ball T., Conen F., Dobbie K.E., Massheder J., Rey A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes // *European journal of soil science*. 2003. Vol. 54. Pp. 779–791. DOI: 10.1046/j.1351-0754.2003.0567.x.

74. Smith K.A., Dobbie K.E., Ball B.C., Bakken L.R., Situala B.K., Hansen S., Brumme R., Borken W., Christensen S., Prieme A., Fowler D., Macdonald J.A., Skiba U., Klemetsson L., Kasimir-Klemetsson A., Degorska A., Orlanski P. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink // *Glob. Change Biol.* 2000. Vol. 6. Pp. 793–803. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00356.x.

75. Smith K.A., McTaggart P., Tsuruta H. Emissions of N<sub>2</sub>O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation // *Soil Use Manage.* 1997. Vol. 13. Pp. 296–304.

76. Smith K.A., Thomson P.E., Clayton H., McTaggart P., Conen F. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils // *Atmosph. Environ.* 1998. Vol. 32. Pp. 3301–3309.

77. Wolf B., Zheng X., Brüggemann N., Chen W., Dannenmann M., Han X., Sutton M.A., Wu H., Yao Z., Butterbach-Bahl K. Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature* Vol. 464. 2010. Pp. 881–884. DOI: 10.1038/nature08931.

78. Wu H., Lu X., Wu D., Song L., Yan X., Liu J. Ant mounds alter spatial and temporal patterns of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a marsh soil // *Soil Biol. Biochem.* 2013. Vol. 57. Pp. 884–891. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.10.034.

79. Xu L., Furtaw M.D., Madsen R.A., Garcia R.L., Anderson D.J., McDermitt D.K. On maintaining pressure equilibrium between a soil CO<sub>2</sub> flux chamber and the ambient air // *J. Geophys. Res.* 111 (D08), Pp. 10. DOI: 10.1029/2005jd006435.

80. Yan C., Zhang H., Li B., Wang D., Zhao Y., Zheng, Z. Effects of influent C/N ratios on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from vertical subsurface flow constructed wetlands treating synthetic municipal wastewater // *J. Hazard. Mater.* 2012. Pp. 188–194. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.12.002.

## References

1. Anichkin, A. E. (2008) The structure and functional role of the animal population of the soils of the monsoon rainforest of Vietnam: *Abstract of the dissertation of the candidate of biological sciences*. 24 p. (in Russian).

2. Babikov, B. V. (2007) The air regime of hydromorphic soils and its determining factors. *Proceedings of the International Scientific Conference "Spatial-temporal organization of the soil cover: theoretical and applied aspects"*. SPB. Pp. 411–413. (in Russian).

3. Bazhin, N. M. (2000) Methane in the atmosphere. *Sorovsk educational journal*. Vol. 3. Pp. 52–57. (in Russian).

4. Bobrik, A. A. (2011) Carbon dioxide production by soils of northern ecosystems of western Siberia. *Materials of the XIV international conference. Dokuchaev's readings. Soils under natural and anthropogenic stresses*. Pp. 293–294. (in Russian).

5. Valkov, V. F. (2004) *Soil Science*. M-Rostov-on-Don. (in Russian)

6. Galchenko, V. F., & Dulov, L. E., & Kramer, B., & Konova, & N. I., & Barysheva, S. V. (2008) Biogeochemical processes of the methane cycle in soils, bogs and lakes of Western Siberia. *Microbiology*. Vol. 2. Pp. 215–225. (in Russian).

7. Garkusha, D. N., & Fedorov, Yu. A. Global methane emissions from geological sources. *International Scientific Research Journal*. Pp. 37–51. (in Russian).

8. Garkusha, D. N., & Fedorov, Yu. A., & Tambieva, N. S. (2011) Emission of methane from soils of the Ros-

- tov region. *Arid ecosystems*. Vol. 4, Pp. 44-52. (in Russian). DOI: 10.1134/s2079096111040056.
9. Glagolev, M. V., & Sabrekov, A. F., & Smagin, A. V. (2014) II. Carbon balance of Russia. *Environmental dynamics and global climate change*. Vol. 5. (2). Pp. 50-70. (in Russian).
10. Glagolev, M. V., & Sabrekov, A. F., & Kazantsev, V. S. (2010) *Physicochemistry and biology of peat. Methods for measuring gas exchange at the soil-atmosphere interface*. Tomsk: Publishing house of TSPU. (in Russian).
11. Glagolev, M. V., & Chistotin, M. V., Shnyrev, & N. A., & Sirin, A. A. (2008) Summer-autumn emission of carbon dioxide, methane by drained peatlands, changed during economic use and natural bogs (on the example of a site in the Tomsk region). *Agrochemistry*. Vol. 5. Pp. 46-58. (in Russian).
12. Glagolev M. V., & Shnyrev, N. A. (2007) Dynamics of summer-autumn emission of CH<sub>4</sub> by natural bogs (on the example of the south of the Tomsk region). *Vestnik MGU*. Pp. 8-14. (in Russian).
13. Desyatkov, B. M., & Borodulin, A. I., & Makhov, G. A., & Kotlyarova, S. S., & Sarmanov, S. R. (1998) Estimation of the emission of bog methane by its concentration in the surface layer of the atmosphere. *Meteorology and Hydrology*. Vol. 8. Pp. 67-73. (in Russian).
14. Dobrovolsky, G. V. (2012) *Soils in the biosphere and human life*. Moscow: VPO MGUL. (in Russian).
15. Karpyuk, T. V. *Agrobiology (2020) Textbook. allowance. State Agrarian Un-t. Krasnoyarsk*. (in Russian)
16. Kovda, V. A. (1985) *Biogeochemistry of the soil cover*. The science.
17. Lubsanova, T. M. (2007) Respiration of soils of the Selenga Middle Mountains. *Materials of the Scientific Conference "Spatio-temporal organization of the soil cover: theoretical and applied aspects*. SPB. Pp. 270-272. (in Russian).
18. Makarov, V. V., & Sereda, M. V. (2012) Features of agricultural technology of rice cultivation in the Rostov region URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/osobennosti-agrotehniki-vozdelyvaniya-risa-v-rostovskoy-oblasti> (date of access: 01.04.2021). (in Russian).
19. Minkina, T. M., & Endovitsky, A. P., & Kalinichenko, V. P., & Fedorov, Yu. A. (2012) *Carbonate-calcium equilibrium in the water-soil system*. Rostov-on-Don: Publishing house of the Southern Federal University. (in Russian).
20. Minko, O. I. (1996) Generation of hydrocarbon gas by the soil cover of the planet. *Geokhimiya*. No. 3 P. 14. (in Russian)
21. Nguyen, T. V. (2011) Cat Tien National Park general information. Soil structure and function of the tropical monsoon forest (Cat Tien National Park, South Vietnam). *Scientific partnership. editions*. Pp. 3-15. (in Russian).
22. Novikov, N. N., & Stepanov, A. L., & Pozdnyakov, A. I., & Lebedeva, E. V. (2007) Seasonal dynamics of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO emissions from peat soils of the river. Yakhroma. *Soil Science*. Vol. 7. Pp. 867-874. (in Russian).
23. Okolelova, A. A. (2006) *Ecological principles of soil conservation*. Volgograd: RPK «Polytechnic». (in Russian).
24. Okolelova, A. A., & Nguyen, Thinh Van (2013) Features of carbon dioxide emission depending on natural and climatic conditions. *Bulletin of the Academy of Knowledge*. Pp. 182-185. (in Russian).
25. Puchkov, L. A., & Slastunov, S. V., & Kolikov, K. S. (2002) *Extraction of methane from coal seams*. Moscow State Mining University. (in Russian).
26. Sadovnikova, L. K. (2006) Ecology and environmental protection in chemical pollution. *Higher school*. (in Russian).
27. Sergeeva M. A., & Zadorozhnaya, S. V. (2006) Formation and emission of methane in peat deposits of an oligotrophic bog. *Swamps and biosphere: Collection of materials of the Fifth scientific school. Tomsk: TsSTI Publishing House*. P. 238-244. (in Russian).
28. Sonde Teman Abu. (2006) Features of the irrigation regime and nitrogen nutrition of rice varieties cultivated on meadow-chernozem soils of the North Caucasus: *Author's abstract. Krasnodar, KubGAU*. 27 p. (in Russian).
29. Stepanov, A. L., & Manucharova, N. A. (2006) *Formation and absorption of greenhouse gases in soil aggregates*. Moscow State University Publishing House. (in Russian).
30. Stepanova, A. L. (2012) Formation and absorption of greenhouse gases in soils. *Soils in the biosphere and human life*. Pp. 118-134. (in Russian).
31. Sukhorukov, V. V., & Trubnik, R. E., & Fedorov, Yu. A. (2020) Analytical review: emission and absorption of methane by soils. *Ecological problems. A look into the future*. P. 610-619. (in Russian).
32. Fedorov, Yu. A., & Garkusha, D. N., & Krukier, M. L. (2012) Influence of temperature on methane emission from water bodies (according to the results of experimental and mathematical modeling). *Izvestiya vuzov. Natural science*. Vol. 6. Pp. 98-100. (in Russian).
33. Fedorov, Yu. A., & Tambiev, N. S., & Garkusha, D. N., & Horoshevskaya, V. O. (2012) *Methane in aquatic ecosystems: 2nd edition, revised and enlarged*. Rostov-on-Don: Rostizdat CJSC. (in Russian).
35. Ambus, P. & Christensen, D. (1995) Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest, grassland and agro ecosystems. *J. Environ.* Vol. 25. Pp. 993-1001.
35. Bahn, M., & Kutsch, W. L., & Heinemeyer, A., & Janssens, I. A. (2012) Appendix: Towards Standardized Protocol for the Measurement of Soil CO<sub>2</sub> Efflux Soil Carbon Dynamics. An Integrated Methodology. *Cambridge Univ. Press*. Pp. 272-281.
36. Bahn, M., & Reichstein, M., & Davidson, E. A., & Grünzweig, J., & Jung, M., & Carbone M. S., & Epron, D., & Misson, L., & Nouvellon, Y., & Rouspard, O., & Savage, K., Trumbore & S. E., & Gimeno, C., & Curiel, Y. J., & Tang, J., & Vargas, R., & Janssens, I. A. (2010) Soil respiration at mean annual temperature predicts annual total across vegetation types and biomes. *Biogeo science*. Vol. 7. Pp. 2147-2157.
37. Bartlett, K. B., & Crill, & P. M., & Sass, R.L., & Harriss, R. C., & Dise, N. B. (1992) Methane emissions from tundra environments in the Yukon-Kuskokwim Delta Alaska. *Journal of Geophysical Research D*. Vol. 97 (15). Pp. 16645-16660.

38. Batjes, N. H. (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. SoilSci.* Vol. 47. Pp. 151–163.
39. Boussingault, J. B., & Levy, B. (1853) Mémoire sur la composition de l'aire confinée dans la terre végétale. *Ann. Chem. Phys.* Pp. 5–50.
40. Bowden, R. D., & Melillo, J. M., & Steudler, P. A., & Aber, J. D. (1991) Effects of nitrogen additions on annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. *J. Geophys. Res.* Vol. 97. Pp. 9321–9328.
41. Conrad, R. (1999) Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology.* Vol. 28(3). Pp. 193–202. DOI: 10.1111/j.1574-6941.1999.tb00575.x.
42. Dalal, R. C., & Allen, D. E. (2008) Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. Turner review. *Australian J. N.* Vol. 18. Pp. 369–407.
43. Davidson, E. A., & Savage, K., & Verchot, L. V., & Navarro, R. (2002) Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agric. For. Meteorol.* Vol. 113. Pp. 21–37. DOI: 10.1016/s0168-1923(02)00100-4.
44. Ehhalt, D. H. (1974) The atmospheric cycle of methane. *Tellus.* Vol. 1 (1). Pp. 58–70.
45. Fan, S. M., & Wofsy, S. C., & Bakwin, P. S., & Jacob, D. J., & Anderson, S. M., Keibabain, P. L., & McManus, J. B., & Kolb, C. E. (1992). Micrometeorological measurements of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> exchange between the atmosphere and subarctic tundra. *Journal of Geophysical Research D.* Vol. 97 (15). Pp. 16627–16643. DOI: 10.1029/91jd02531.
46. FAO (1998). Wetland characterization and classification for sustainable agricultural development. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Harare. URL: <http://www.fao.org/docrep/003/x6611e/x6611e00.HTM> (01.04.2020).
47. Fedorov, Yu. A., & Gar'kusha, D. N., & Shipkova G. V. (2015) Methane emission from peat deposits of raised bogs in Pskov oblast. *Geography and Natural Resources.* (36), 70–78. DOI: 10.1134/s1875372815010102.
48. Garkusha, D. N., & Sukhorukov, V. V. (2019). Methane Emissions by Reed Formations on the Azov Sea Coast. *OnLine Journal of Biological Sciences.* (4), 286–295. DOI: 10.3844/ojbsci.2019.286.295
49. Hanson, R. S., & Hanson, T. E. (1996) Methanotrophic bacteria. *Microbiological reviews.* Vol. 60(20) Pp. 439–471.
50. Heinemeyer, A., & McNamara, N. P. (2011) Comparing the closed static versus the closed dynamic chamber flux methodology: implications for soil respiration studies. *Plant Soil.* Pp. 145–151. DOI: 10.1007/s11104-011-0804-0.
51. IPCC Climate Change (2013) *The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge. United Kingdom and New York. USA: Press C.U.1535 p.
52. IPCC Climate Change (2007) *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge. University Press. United Kingdom and New York. USA. 1535 p.
53. IPCC Climate Change (1996) *Scientific and technical analysis of impacts, adaptations and mitigation.* Contribution of working group II to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. London: Cambridge University Press. 1535 p.
54. Kutzbach, L., & Schneider, J., & Sachs, T., & Giebels, M., & Nykänen, H., Shurpali, N. J., & Martikainen, P. J., & Alm, J., & Wilmking, M. (2007) CO<sub>2</sub> flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression. *Biogeoscience.* Vol. 4. Pp. 1005–1025. DOI: 10.5194/bg-4-1005-2007.
55. Luo, G. J., & Brüggemann, N., & Wolf, B., & Gasche, R., & Grote, R., Butterbach-Bahl K. (2012) Decadal variability of soil CO<sub>2</sub>, NO, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> fluxes at the Höglwald forest. Germany. *Biogeoscience.* Vol. 9. Pp. 1741–1763. DOI: 10.5194/bg-9-1741-2012.
56. Lindsey, R. (2019) Climate Change: Atmospheric Carbon Dioxide. URL: <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-atmospheric-carbon-dioxide> (01.04.2021).
57. Nguyen, Kh. V. (2000) Bioclimatic diagrams of Vietnam. Hanoi, Vietnam National University.
58. Leifeld, J., & Nemo, R., & Schumacher, J., & Senapati, N., & Wiesmeier, M. (2013) Reproducibility of a soil organic carbon fractionation method to derive Roth C carbon pools. *The European Journal of Soil Science (EJSS).* Vol. 32(4). Pp. 1673–1676. DOI: 10.1111/ejss.12088.
59. Pattey, E., & Edwards, G. C., & Desjardins, R. L., & Pennock, D. J., & Smith, W., Grant, B., & MacPherson, J. I. (2007) Tools for quantifying N<sub>2</sub>O emissions from agro ecosystems. *Agric For Meteorol.* Vol. 4. Pp. 103–119. DOI: 10.1016/j.agrformet.2006.05.013.
60. Peters, V., & Conrad, R. (1995) Methanogenic and other strictly anaerobic bacteria in desert soil and other oxic soils. *Applied and environmental microbiology.* 1 (4), 1673–1676.
61. Roulet, N. T., & Ash, R., & Moor, T. R. (1992) Low Boreal Wetlands as a Source of Atmospheric Methane. *Journal of Geophysical Research D.* Vol. 97 (4), Pp. 3739–3749.
62. Smith, K. A., & Dobbie, K. E., & Ball, B. C., & Bakken, L. R., & Situala, B. K., & Hansen, S., & Brumme, R., & Borken, W., & Christensen, S., & Prieme, A., & Fowler, D., & Macdonald, J. A., & Skiba, U., & Klemetsson, L., & Kasimir-Klemetsson, A., & Degorska, A., Orlanski, P. (2000) Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Glob. Change Biol.* Vol. 6. Pp. 793–803. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00356.x.
63. Raich, J. W., & Potter, C. S. (1995) Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Glob. Biogeochem. Cycles.* (9), 23–36.
64. Rochette, P. (2011) Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N<sub>2</sub>O emissions. *Anim. Feed Sci. Tech.* Pp. 141–146. DOI: 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.063.

65. Sahrawat, K. L. (2004) Terminal electron acceptors for controlling methane emissions from submerged rice soils. *Commun. Soil Sci. Plant.* Vol. 35. Pp. 1401–1413. DOI: 10.1081/css-120037554.
66. Sainju, U. M., & Jabro, J. D., & Stevens, W. B. (2008) Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.* Vol. 37. Pp. 98–106. DOI: 10.2134/jeq2006.0392.
67. Saiz, G., & Byrne, K. A., & Butterbach-Bahl, K., & Kiese, R., & Blujdea, V., & Farrell, E. P. (2006) Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland. *Glob. Change Biol.* Vol. 12. Pp. 1007–1020. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01145.x.
68. Sanhueza E., Hao W.M., Scharffe D., Donoso L., Crutzen P.J. (1990) N<sub>2</sub>O and NO, Venezuela. *Geophys. Res.: Atmos.* Vol. 95. Pp. 22481–22488. DOI: 10.1029/jd095id13p22481.
69. Sanz-Cobena A., Abalos D., Meijide A., Sanchez-Martin L., Vallejo A. (2014) Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N<sub>2</sub>O emission. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change.* DOI: 10.1007/s11027-014-9548-5.
70. Sheila, W., & Lutz M., & Timo, V., & Janne, R., & Matti, R., & Sonja, L., & Petri P. (2019) Soil greenhouse gas emissions under different land-use types in savanna ecosystems of Kenya. *Biogeosciences.* P. 17. DOI: 10.5194/bg-17-2149-2020.
71. Sagar, S., & Tate, K. R., & Giltrap, D. L., & Singh, J. (2008). Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant Soil.* Vol. 3. Pp. 25–42. DOI: 10.1007/s11104-007-9421-3.
72. Wolf, B., & Zheng, X., & Brüggemann, N., & Chen, W., & Dannenmann, M., & Han, X., & Sutton, M. A., & Wu, H., & Yao, Z., & Butterbach-Bahl, K. (2010) Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature.* Vol. 464. Pp. 881–884. DOI: 10.1038/nature08931.
73. Schaefler, G., & Kitzler, B., & Schindlbacher, A., & Skiba, U., & Sutton, M. A., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2010) Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *Eur. J. Soil Sci.* Vol. 61. Pp. 683–696. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x.
74. Sheppard, J. C., & Westbergh, H. H., & Hopper, J. F., & Ganeson, K., & Zimmerman, P. (1982) Inventory of global methane sources and their producing rates. *J. Geophys. Res.* Vol. 87. Pp. 1305–1312.
75. Smith, K. A., & McTaggart, P., & Tsuruta, H. (1997) Emissions of N<sub>2</sub>O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use Manage.* Vol. 13. Pp. 296–304.
76. Smith, K. A., & Thomson, P. E., & Clayton, H., & McTaggart, P., & Conen, F. (1998) Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmosph. Environ.* Vol. 32. Pp. 3301–3309.
77. Smith, K. A., & Ball, T., & Conen, F., & Dobbie, K. E., & Massheder, J., & Rey, A. (2003) Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European journal of soil science.* Vol. 54. Pp. 779–791. DOI: 10.1046/j.1351-0754.2003.0567.x
78. Wu, H., & Lu, X., & Wu, D., & Song, L., & Yan, X., & Liu, J. (2013) Ant mounds alter spatial and temporal patterns of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a marsh soil. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 57. Pp. 884–891. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.10.034.
79. Xu, L., & Furtaw, M. D., & Madsen, R. A., & Garcia, R. L., & Anderson, D. J., & McDermitt, D. K. (2006) On maintaining pressure equilibrium between a soil CO<sub>2</sub> flux chamber and the ambient air. *J. Geophys. Res.* Vol. 111. P. 10. DOI: 10.1029/2005jd006435.
80. Yan, C., & Zhang, H., & Li, B., & Wang, D., & Zhao, Y., & Zheng, Z. (2012). Effects of influent C/N ratios on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from vertical subsurface flow constructed wetlands treating synthetic municipal wastewater. *J. Hazard. Mater.* Pp. 188–194. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.12.002.

Дата поступления в редакцию: 05.04.2021

Дата рецензирования: 15.04.2021

Дата принятия к публикации: 20.04.2021

**Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках:**

Федоров Ю.А., Сухоруков В.В., Трубник Р.Г. Аналитический обзор: эмиссия и поглощение парниковых газов почвами. Экологические проблемы // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 6–34. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-6-34.

**Please cite this article in English as:**

Fedorov Y.A., Sukhorukov V.V., Trubnik R.G. Review: emission and absorption of greenhouse gases by soils. Ecological problems. *Anthropogenic Transformation of Nature.* 2021. Vol. 7. No. 1. P. 6–34. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-6-34.

**Зимин Сергей Владимирович**

ФГБУ «Государственный природный заповедник  
«Вишерский»  
618590, г. Красновишерск, ул. Гагарина, 67, Россия  
e-mail: [ohotoved123@gmail.com](mailto:ohotoved123@gmail.com)  
ORCID: 0000-0001-7651-0996

**Sergei V. Zimin**

State Nature Reserve «Vishersky»  
67, Gagarina st., Krasnovishersk, 618590,  
Russia

**НАБЛЮДЕНИЯ ЗА ЖИВОТНЫМИ С ПОМОЩЬЮ ФОТОЛОВУШЕК  
(НА ПРИМЕРЕ ЗАПОВЕДНИКА «ВИШЕРСКИЙ»)**

В 2016–2020 гг. в ФГБУ «Государственный заповедник «Вишерский» (Пермский край, Россия) проведены наблюдения за охотничье промысловыми животными, в том числе за бурым медведем – *Ursus arctos*, лосем – *Alces alces*, диким северным оленем – *Rangifer tarandus* с помощью фотоловушек. Были использованы фотоловушки следующих моделей: Keep Guard- СК 076 HD, Keep Guard – 760, Boskon Guard BG –520M HD, Suntek (Филин – 120), Scoutguard SG 562-BW (Boly Guard), Scoutguard SG – 2060-k, Bushnell Natureview Cam HD Essential установленные главным образом на звериных тропах. Общее время работы камер составило 4097 ловушко/суток. На основе результатов дистанционных наблюдений рассчитали показатели обилия видов, оценили сезонную и суточную активность зверей, выявили особенности их поведения. По данным фотоловушек плотность населения буроного медведя не соответствует показателям для оптимальных местообитаний этого вида [8]. Для западного склона северо-уральской тайги, в целом, и для верхне-вишерской популяции бурых медведей, в частности, невысокая плотность, вероятно, является оптимальной. Всего получено 227 фотолокаций на которых зафиксировано 11 видов млекопитающих и 2 вида тетеревиных птиц. Наиболее частый фиксируемый вид – лось. Подтверждено, что с образованием глубокого снежного покрова он покидает охраняемую территорию, что отмечалось еще во второй половине 19 века [5]. Получены сведения о половозрастном составе группировки лосей. Соотношение полов составило 1,8 в пользу самцов. Бурый медведь и лось наиболее активны в светлое время суток. Для определения показателей обилия зверей на всей территории заповедника необходимы дополнительные фотоловушки, установленные в основных биотопах охраняемой территории. При этом желательна такая же сеть фотоловушек как в Центрально – Лесном [6] или заповеднике «Кедровая падь» и национальном парке «Земля леопарда» [11], при этом на участках в 5х5 км должно находиться не менее одной точки наблюдений.

**Ключевые слова:** заповедник «Вишерский», фотоловушка, фотолокация, млекопитающие, индекс относительного обилия, плотность, сезонная активность, суточная активность.

**REMOTE OBSERVATION OF ANIMALS BY CAMERA TRAPS  
(EXAMPLE OF THE VISHERSKY RESERVE)**

In 2016-2020 in the FSBI «State Reserve «Vishersky» (Perm Territory, Russia), observations of game animals were carried out, including the brown bear – *Ursus arctos*, the elk - *Alces alces*, the wild reindeer – *Rangifer tarandus* using camera traps. Camera traps of following models were user Keep Guard CK 076 HD Boskon Guard BG 520 Suntek (Owl 120), Scoutguard SG 562-BW (Boly Guard), Scoutguard SG - 2060-k, Bushnell Natureview Cam HD Essential mainly on animal paths. The total number of camera s was 4097 traps/day. On the basis of the results of remote sensing, the indices of the abundance of species were calculated, the seasonal and daily activity of animals was assessed, and the features of their behavior were revealed. According to the camera traps, the population density of brown bear does not correspond to the indicator for the optimal habitats of this species [8]. The western slope of the North Ural taiga in general and for the Upper Visher population of brown bears in particular such low this density is probably optimal. In total, 227 photolocations were obtained, of which 11 species of mammals and 2 spesies of grouse birds were recorded. The most frequently recorded species is the elk. It has been confirmed that with the formation of a deep snow cover, it leaves the protected area, whist was noted in the second half of the 19 th century [5]. Information on the age and sex composition of the moose group was obtained. The sex ratio was 1.8 in favor of males. Brown bear and elk are most active during daylight hours. To determine the indicator of the abundance of animal throughout the reserve additional data from camera traps installed in the main biotopes of the protected area required. At the same time, a network of camera traps is desirable following the example of the Central Forest Reserve [6] of the Kedrovaya Pad Nature Reserve and the Land of the Leopard National Park [11] with a network size of 5x5 km, where at least one observation point should be located.

**Key words:** «Vishersky» nature reserve, camera traps, photolocation, mammals, relative abundance index, density, abundance seasonal activity, daily activity.

### Введение

Государственный природный заповедник «Вишерский» площадью 241,2 тыс. га с охранной зоной 52,2 тыс. га был образован в 1991 году. Он расположен на западном склоне Северного Урала, на крайнем северо-востоке Пермского края, в верховьях реки Вишера. Протяженность территории заповедника с севера на юг составляет 87,5 км, с запада на восток в самой широкой части 37,5 км. Особенностью данной территории является сложность проведения учетов лося, в связи с тем, что в зимний период вид покидает территорию заповедника и в результате ЗМУ не попадает.

Фотоловушки еще с начала 2000-х гг. широко используют для наблюдений за дикими животными. Благодаря им зарубежные экологи в период 2008–2013 гг. опубликовали 266 работ [12]. В России фотоловушки наиболее активно стали применяться в последнее десятилетие для наблюдений за крупными и средними млекопитающими [7].

Фотоловушки используются для индивидуального распознавания конкретных особей по внешним признакам. К примеру, для оценки плотности тигра в национальном парке Нагархоль (Nagarhole), Индия К.У. Карант [13] использовал методику «отлов-повторный отлов» (capture-recapture model). В последние годы идентификация по полученным фото кадрам широко используется в работах российских исследователей: по амурскому горалу [3], дальневосточному леопарду [20], амурскому тигру [16], крупным кошачьим [10], [19].

Для получения данных о плотности распределения видов, индивидуальные признаки которых трудноразличимы, используется методика Дж. М. Роклиффа [18], при которой анализируется число регистраций особей данного вида за единицу времени и средняя скорость передвижения животного. Определение средней скорости передвижения животных для конкретных районов очень трудоемко, поэтому сотрудниками Зейского и Хинганского заповедников разработана методика определения плотности населения животных на основе анализа продолжительности пребывания животных в зоне регистрации фотоловушки, площади этой зоны и продолжительности работы фотоловушки [9]. Похожий метод использован японскими учеными для оценки плотности копытных в Габоне [16, 17]. В заповеднике Вишерский исследований по изучению экологии охотничье-промысловых животных не проводились. На основании зимних маршрутных учетов (ЗМУ) рассчитывали их численность в разных местобитаниях. Начиная с 2017 года организован круглосуточный мониторинг млекопитающих на постоянных участках с помощью фотоловушек.

**Цель настоящей работы** – подвести итоги наблюдений за охотничье-промысловыми животными с помощью фотоловушек в 2016-2020 г.г., оценить показатели обилия видов, получить данные о плотности и численности, проанализировать сезонную и суточную активность.

### Материал и методика

С 26.06.2016 г. на территории заповедника «Вишерский» проводятся работы по проведению оценки состояния популяций млекопитающих с помощью фотоловушек. Для работы используются фотоловуш-

ки следующих моделей: Keep Guard- СК 076 HD, Keep Guard - 760, Boskon Guard BG -520M HD, Suntek (Филин – 120), Scoutguard SG 562-BW (Boly Guard), Scoutguard SG – 2060-k, Bushnell Natureview Cam HD Essential.

В ходе проводимых работ проводился поиск точек постоянного наблюдения за животными с учетом круглогодичной доступности участков. В связи с этим после проверочных работ нередко возникала необходимость замены мест дислокации. В настоящее время выбрано 13 постоянных точек на хорошо заметных звериных тропах, расположенных в лесных участках пойм р. Вишера и ее притоков р.р. Лопья, Лыпя, а также Вишерского камня (рис. 1 / fig. 1).

Камеры устанавливались на высоте от 1,5 м. до 2,5 м. над землей, чтобы исключить их засыпание снегом.

При расчете индекса относительного обилия зверя определяли число его регистраций на 100 ловушко/суток по стандартной формуле [14].

Для расчета плотности населения лося, северного оленя и бурого медведя использован алгоритм расчета [1], согласно методике, предложенной сотрудниками Хинганского и Зейского заповедников [9].

За одни ловушко-сутки принимается работа одной камеры в течении 24 часов. Под фотолокацией понимается регистрация одного животного камерой (в точности несколько фотографий), выполненная фотоловушкой последовательно за одну или несколько серий. Камеры непрерывно работали в режиме «видео» или «фото + видео» с продолжительностью съемки в 20-30 секунд.

Показатели обилия крупных млекопитающих (лось, северный олень, бурый медведь) определяли двумя способами.

При расчете индекса относительного обилия зверей определяли число их регистраций на 100 ловушко/суток по стандартной формуле:

$$TS = (TE / TN) 100, \quad (1)$$

где TS (trap success) – индекс обилия;

$$TE \text{ (trap event) – число регистраций проходов} \quad (2)$$

животных;

$$TN \text{ (trap nights) – число ловушко / суток} \quad (3)$$

на локацию.

Для расчета плотности населения лося, северного оленя и бурого медведя:

1. Определяли суммарное время нахождения зверей учитываемых вида в зоне действия фотоловушек (ВЗ) в секундах. Если одновременно фиксировалось несколько животных, то время нахождения в зоне действия фотоловушек учитывали отдельно для каждого зверя. Рассчитывали долю времени (%) нахождения особи учитываемого вида в зоне действия фотоловушки (ВЗ) от времени работы фотоловушек (ВЛ) по формуле:  $V = 100 \text{ ВЗ/ВЛ}$ .

2. Рассчитывали плотность населения (ПН) учитываемого вида в особях на 1000 га по формуле  $ПН = 100000 \text{ В/ПЛ}$ , где ПЛ – средняя площадь зоны дей-

ствия фотоловушек, в нашем случае равная 25 м<sup>2</sup>. Для расчета плотности лося, согласно данным лесо-

устройства (2007), была исключена площадь тундр и гольцовых пустынь равная 35 454 га.



Рис. 1. Места установки фотоловушек на территории заповедника «Вишерский»

Fig. 1. Location of camera traps on the area of the Vishersky reserve

**Результаты**

Всего за период работы обработано 4097 ловушко/суток. Получено 227 фотолокаций, в которых за-

фиксировано 11 видов млекопитающих и 2 вида тетеревиных птиц (таблица 1/ table 1).

Таблица 1

**Распределение фотолокаций по видам за период с июня 2016 г. по февраль 2021 г.**

Вид животного	Число срабатываний	2016	2017	2018	2019	2020	Средний много-летний показатель	Доля от общего числа срабатываний, %	Срабатываний на 100 ловушко\суток
Бурый медведь	28	1	-	2	13	12	5,6	12,3	0,68
<b>Лось</b>	<b>118</b>	<b>2</b>	<b>22</b>	<b>40</b>	<b>36</b>	<b>18</b>	<b>23,6</b>	<b>51,9</b>	<b>2,9</b>
Бобр	1	1	-	-	-	-	0,2	0,44	0,02
Горностай	1	-	-	1	-	-	0,2	0,44	0,02
Северный олень	10	1	1	1	6	1	2,0	4,5	0,24
Заяц-беляк	26	-	-	6	11	9	5,2	11,4	0,63
Соболь	16	-	-	3	2	11	3,2	7,0	0,39
Волк	1	-	-	-	1	-	0,2	0,44	0,02
Росомаха	2				1	1	0,4	0,81	0,05
Белка	20	-	-	-	5	15	4,0	8,9	0,48
Выдра	1	-	-	-	-	1	0,2	0,44	0,02
Глухарь	2	1	-	1	-	-	0,4	0,81	0,05
Рябчик	1	-	-	-	-	1	0,2	0,44	0,02
<b>ИТОГО</b>	<b>227</b>	<b>6</b>	<b>23</b>	<b>54</b>	<b>76</b>	<b>68</b>	<b>45,4</b>	<b>100</b>	<b>4097 ловушко\суток</b>
<b>Количество ловушко\суток</b>		<b>71</b>	<b>350</b>	<b>1168</b>	<b>1279</b>	<b>1306</b>	<b>819,4</b>		

Table 1

**Distribution of photo locations by type for the period from June 2016 to February 2021**

Kind of animal	Number of operations	2016	2017	2018	2019	2020	Average long-term indicator	Share of the total number of operations%	Projections per 100 trap\days
Brown bear	28	1	-	2	13	12	5,6	12,3	0,68
<b>Elk</b>	<b>118</b>	<b>2</b>	<b>22</b>	<b>40</b>	<b>36</b>	<b>18</b>	<b>23,6</b>	<b>51,9</b>	<b>2,9</b>
Beaver	1	1	-	-	-	-	0,2	0,44	0,02
Ermine	1	-	-	1	-	-	0,2	0,44	0,02
Reindeer	10	1	1	1	6	1	2,0	4,5	0,24
Hare	26	-	-	6	11	9	5,2	11,4	0,63
Sable	16	-	-	3	2	11	3,2	7,0	0,39
Wolf	1	-	-	-	1	-	0,2	0,44	0,02
Wolverine	2				1	1	0,4	0,81	0,05
Squirrel	20	-	-	-	5	15	4,0	8,9	0,48
Otter	1	-	-	-	-	1	0,2	0,44	0,02
Wood grouse	2	1	-	1	-	-	0,4	0,81	0,05
Grouse	1	-	-	-	-	1	0,2	0,44	0,02
<b>TOTAL</b>	<b>227</b>	<b>6</b>	<b>23</b>	<b>54</b>	<b>76</b>	<b>68</b>	<b>45,4</b>	<b>100</b>	<b>4097 trap\days</b>
<b>Number of trap\days</b>		<b>71</b>	<b>350</b>	<b>1168</b>	<b>1279</b>	<b>1306</b>	<b>819,4</b>		

Среди млекопитающих самыми многочисленными появлениями перед фотоловушками за весь период наблюдений были лоси (118 фотолокаций или 51,9 % от всех регистраций), бурые медведи (28 фотолокаций или 12,3 % от всех регистраций) и зайцы-беляки (25 фотолокации или 11,4 % всех регистраций). В сумме это составило 75,6 % от общего числа фотолокаций.

Сведения по фиксации лосей представлены в таблице 2 / table 2.

Волк и россомаха были зафиксированы с помощью фотоловушек один и два раза соответственно.

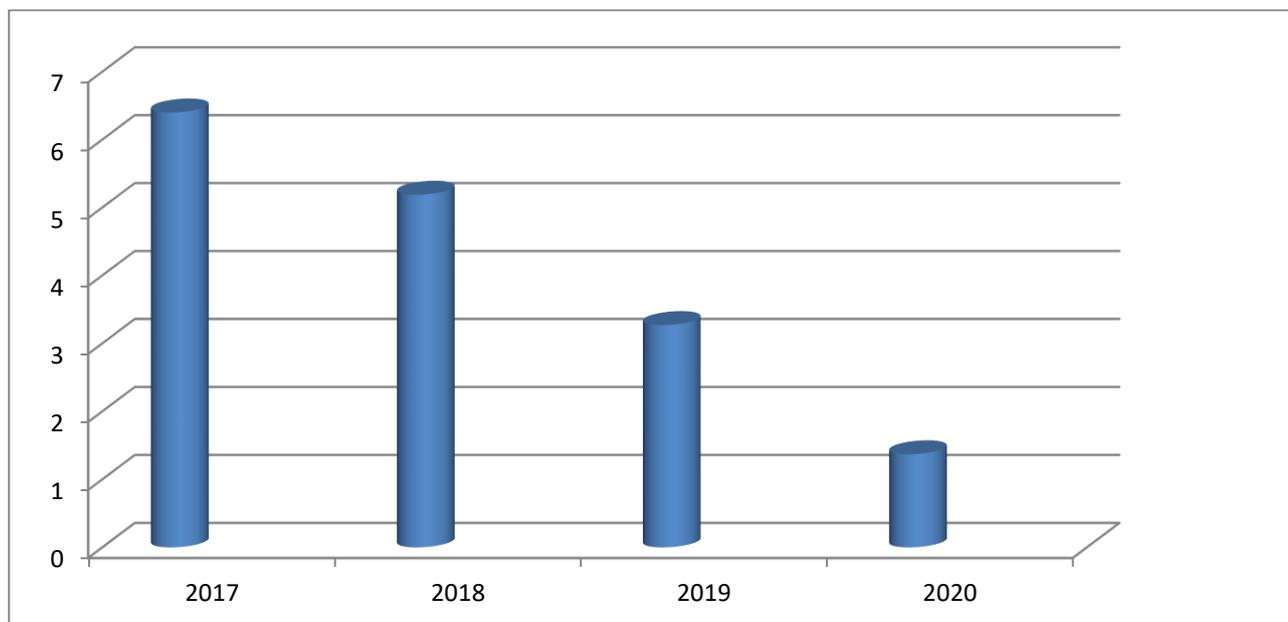
#### *Индексы относительного обилия*

При расчете показателей обилия зверей (лось, бурый медведь, дикий северный олень) использовали данные всех фотоловушек, независимо от длительности их работы. Нам это дало возможность получить наиболее полные данные для территории заповедника. При этом число фотоловушек, данные которых использовались для анализа, изменялось от 3 до 11 штук. Продолжительность работы каждой фотоловушки составляла от 3 до 365 суток в год (табл. 2, 3, 4, рис. 2, 3, 4 / table 2, 3, 4, fig. 2, 3, 4).

Полученные сведения не согласуются с результатами зимних учетов дикого северного оленя, в ходе которых стада с числом особей не менее 100 голов визуально фиксировались неоднократно.

Данные о числе бурого медведя согласуются с результатами их учетов весной по насту [4], но они не достигают числа относительной плотности 0,85–1,0 особи на 1000 га для «смешанных еловых лесов сплошной площадью свыше 10 тыс. га, не расстроенных рубками и малопосещаемых людьми» [8]. Можно считать, что выявленная плотность бурых медведей для верхневисшерской популяции является оптимальной. В сезон 2019-2020 годов отмечен неурожай основных кормов, и выявлено его влияние на зверей. Медведи вынуждены были искать корм на переходных кордонах, были разрушены кордоны Хальсория и Мойва. Кроме того, истощенный медведь был обнаружен мертвым непосредственно в доме на кордоне Мойва.

Следует отметить, что сведения о числе лосей получены впервые. В ЗМУ этот вид не попадает, т.к. зимой этот вид мигрирует с территории заповедника, а в бесснежный период можно дать лишь экспертную приблизительную оценку (табл. 5 / table 5).



**Рис. 2. Индексы относительного обилия лосей по данным фотоучета (особей на 100 дней работы фотоловушек)**

**Fig. 2. Indices of the relative abundance of elk according to photocatch data (individuals per 100 days of camera trap operation)**

Таблица 2

## Индексы относительного обилия лосей по данным фотоловушек за период 2017–2020 гг.

Название точки фоточета	2017			2018			2019			2020		
	Всего лосей (фото)	Число суток работы камеры	Индекс обилия (число лосей на 100 дней фоточета)	Всего лосей (фото)	Число суток работы камеры	Индекс обилия (число лосей на 100 дней фоточета)	Всего лосей (фото)	Число суток работы камеры	Индекс обилия (число лосей на 100 дней фоточета)	Всего лосей (фото)	Число суток работы камеры	Индекс обилия (число лосей на 100 дней фоточета)
Хальсория 1*^	8	98	8,1	12	271	4,4	6	12	50,0*	0^	0^	0^
Хальсория 2^	7	98	7,1	21	303	6,9	18	365	4,93	4^	191^	2,09^
Хальсория 3^	-	-	-	-	-	-	5	165	3,03	2^	190^	1,05^
Чувал 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	23	0
Чувал 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	16	6,25
Лыпя 1	-	-	-	-	-	-	1	250	0,4	0	105	0
Лыпя 2	-	-	-	-	-	-	4	249	1,6	7	366	1,91
Сухая Лыпя 1	-	-	-	-	-	-	2	61	3,27	0	9	0
Сухая Лыпя 2	-	-	-	-	-	-	0	73	0	4	261	1,53
Тулым 2^	-	-	-	-	-	-	0	71	0	0^	142^	0^
Тулым 1^	-	-	-	-	-	-	0	33	0	0^	3^	0^
Лиственничный 1	0	37	0	2	26	7,6	-	-	-	-	-	-
Тошовский	-	-	-	1	110	0,9	-	-	-	-	-	-
Лиственничный 2	-	-	-	2	15	6,6	-	-	-	-	-	-
Лопья 1	-	-	-	2	31	6,4	-	-	-	-	-	-
Долганиха	-	-	-	1	33	3,03	-	-	-	-	-	-
<b>ВСЕГО</b>	<b>15</b>	<b>233</b>	<b>6,4</b>	<b>41</b>	<b>789</b>	<b>5,19</b>	<b>36</b>	<b>1279</b>	<b>2,89</b>	<b>18</b>	<b>1306</b>	<b>1,37</b>

\* – эти высокие значения получены на искусственном солонце и поэтому в общей оценке не применялись.

^ – данные за неполный год.

Table 2

## The indices of the relative abundance of elk based on the photocatch data for the period 2017-2020

Photo catch point name	2017			2018			2019			2020		
	Total elk (photo)	Number of days of camera operation	Abundance index (number of elk per 100 days of photo count)	Total elk (photo)	Number of days of camera operation	Abundance index (number of elk per 100 days of photo count)	Total elk (photo)	Number of days of camera operation	Abundance index (number of elk per 100 days of photo count)	Total elk (photo)	Number of days of camera operation	Abundance index (number of elk per 100 days of photo count)
Halsoria 1 * ^	8	98	8,1	12	271	4,4	6	12	50,0*	0^	0^	0^
Halsoria 2 ^	7	98	7,1	21	303	6,9	18	365	4,93	4^	191^	2,09^
Halsoria 3 ^	-	-	-	-	-	-	5	165	3,03	2^	190^	1,05^
Chual 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	23	0
Chual 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	16	6,25
Loins 1	-	-	-	-	-	-	1	250	0,4	0	105	0
Loins 2	-	-	-	-	-	-	4	249	1,6	7	366	1,91
Dry Lyyya 1	-	-	-	-	-	-	2	61	3,27	0	9	0
Dry Lyyya 2	-	-	-	-	-	-	0	73	0	4	261	1,53
Tulim 2 ^	-	-	-	-	-	-	0	71	0	0^	3^	0^
Tulim 1 ^	-	-	-	-	-	-	0	33	0	0^	142^	0^
Larch 1	0	37	0	2	26	7,6	-	-	-	-	-	-
Toshovsky	-	-	-	1	110	0,9	-	-	-	-	-	-
Larch 2	-	-	-	2	15	6,6	-	-	-	-	-	-
Lopya 1	-	-	-	2	31	6,4	-	-	-	-	-	-
Dolganikha	-	-	-	1	33	3,03	-	-	-	-	-	-
<b>TOTAL</b>	<b>15</b>	<b>233</b>	<b>6,4</b>	<b>41</b>	<b>789</b>	<b>5,19</b>	<b>36</b>	<b>1279</b>	<b>2,89</b>	<b>18</b>	<b>1306</b>	<b>1,37</b>

\* – these high values were obtained on artificial solonetz and therefore were not used in the overall assessment.

^ – data for less than a year.

Таблица 3

Индексы относительного обилия диких северных оленей по данным фотоучета за период 2017–2020 гг.

Название точки фотоучета	2017			2018			2019			2020		
	Всего северных оленей (фото)	Число суток работы ка-меры	Индекс относительного обилия (число особей на 100 дней фотоучета)	Всего северных оленей (фото)	Число суток работы ка-меры	Индекс относительного обилия (число особей на 100 дней фотоучета)	Всего северных оленей (фото)	Число суток работы ка-меры	Индекс относительного обилия (число особей на 100 дней фотоучета)	Всего северных оленей (фото)	Число суток работы ка-меры	Индекс относительного обилия (число особей на 100 дней фотоучета)
Хальсория 1*	1	98	1	1	271	0,3	0	12	0	0	0	0
Хальсория 2*	0	98	0	0	303	0	6	365	1,98	0	191	0
Хальсория 3*	-	-	-	-	-	-	0	165	0	0	190	0
Чувал 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	23	0
Чувал 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	16	0
Лыпя 1	-	-	-	-	-	-	0	250	0	0	105	0
Лыпя 2	-	-	-	-	-	-	0	249	0	1	366	0,27
Сухая Лыпя 1	-	-	-	-	-	-	0	61	0	0	9	0
Сухая Лыпя 2	-	-	-	-	-	-	0	73	0	0	261	0
Тулым 2*	-	-	-	-	-	-	0	33	0	0	3	0
Тулым 1*	-	-	-	-	-	-	0	71	0	0	142	0
Лиственничный 1	0	37	0	0	26	0	-	-	-	-	-	-
Тошовский	-	-	-	0	110	-	-	-	-	-	-	-
Лиственничный 2	-	-	-	0	15	-	-	-	-	-	-	-
Лопья 1	-	-	-	0	31	0	-	-	-	-	-	-
Долганиха	-	-	-	0	33	0	-	-	-	-	-	-
<b>ВСЕГО</b>	<b>1</b>	<b>233</b>	<b>0,42</b>	<b>1</b>	<b>789</b>	<b>0,126</b>	<b>6</b>	<b>1279</b>	<b>0,469</b>	<b>1</b>	<b>1306</b>	<b>0,076</b>

\* - данные за неполный год.

Table 3

Indices of the relative abundance of wild reindeer by photocatch data for the period 2017–2020

Photo catch point name	2017			2018			2019			2020		
	Total reindeer (photo)	Number of days of cam work	Index of relative abundance (number of individuals per 100 days of photo count)	Total reindeer (photo)	Number of days of cam work	Index of relative abundance (number of individuals per 100 days of photo count)	Total reindeer (photo)	Number of days of cam work	Index of relative abundance (number of individuals per 100 days of photo count)	Total reindeer (photo)	Number of days of cam work	Index of relative abundance (number of individuals per 100 days of photo count)
Halsoria 1 *	1	98	1	1	271	0,3	0	12	0	0	0	0
Halsoria 2 *	0	98	0	0	303	0	6	365	1,98	0	191	0
Halsoria 3 *	-	-	-	-	-	-	0	165	0	0	190	0
Chual 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	23	0
Chual 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	16	0
Loins 1	-	-	-	-	-	-	0	250	0	0	105	0
Loins 2	-	-	-	-	-	-	0	249	0	1	366	0,27
Dry Lypyya 1	-	-	-	-	-	-	0	61	0	0	9	0
Dry Lypyya 2	-	-	-	-	-	-	0	73	0	0	261	0
Tulim 2 *	-	-	-	-	-	-	0	33	0	0	3	0
Tulyim 1 *	-	-	-	-	-	-	0	71	0	0	142	0
Larch 1	0	37	0	0	26	0	-	-	-	-	-	-
Toshovsky	-	-	-	0	110	-	-	-	-	-	-	-
Larch 2	-	-	-	0	15	-	-	-	-	-	-	-
Lopya 1	-	-	-	0	31	0	-	-	-	-	-	-
Dolganikha	-	-	-	0	33	0	-	-	-	-	-	-
<b>TOTAL</b>	<b>1</b>	<b>233</b>	<b>0,42</b>	<b>1</b>	<b>789</b>	<b>0,126</b>	<b>6</b>	<b>1279</b>	<b>0,469</b>	<b>1</b>	<b>1306</b>	<b>0,076</b>

\* - data for less than a year.

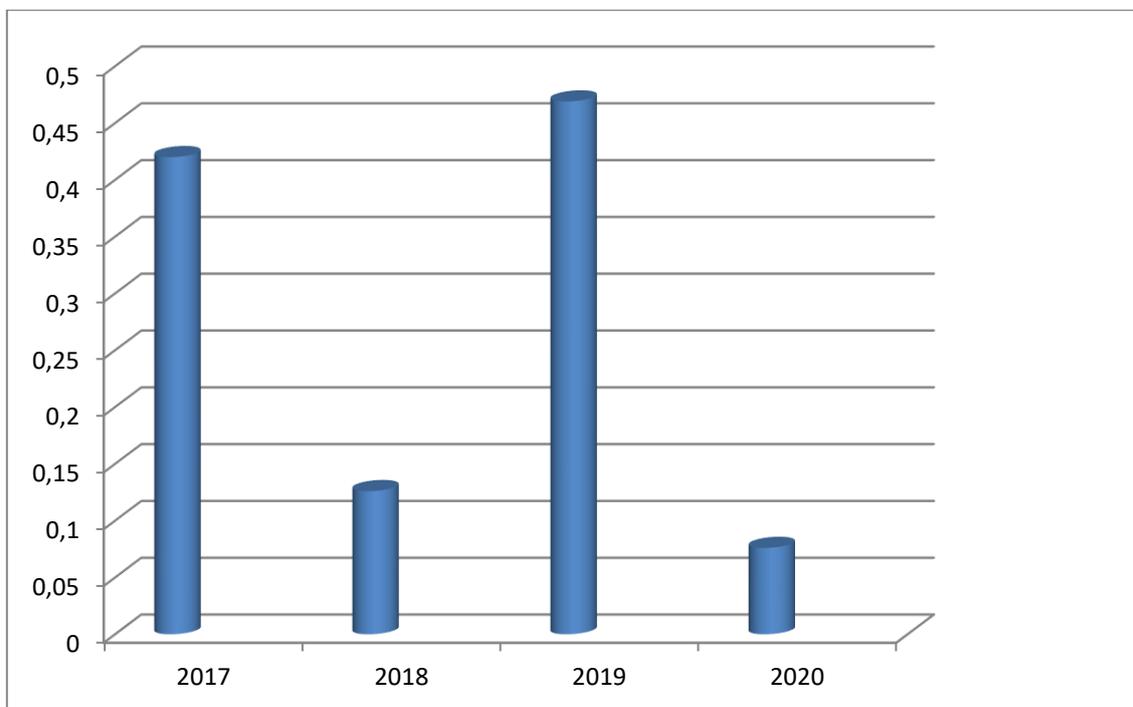


Рис. 3 Индексы относительного обилия дикого северного оленя по данным фотоучета (особей на 100 дней работы фотоловушек)

Fig. 3 Indices of relative abundance of wild reindeer according to photocatch data (individuals per 100 days of camera traps operation)

Таблица 4

Индексы относительного обилия бурого медведя по данным фотоучета за период 2017–2020 гг.

Название точки фотоучета	2017			2018			2019			2020		
	Всего бурых медведей (фото)	Число суток работы камер	Индекс относительного обилия (число особей на 100 дней фотоучета)	Всего бурых медведей (фото)	Число суток работы камер	Индекс относительного обилия (число особей на 100 дней фотоучета)	Всего бурых медведей (фото)	Число суток работы камер	Индекс относительного обилия (число особей на 100 дней фотоучета)	Всего бурых медведей (фото)	Число суток работы камер	Индекс относительного обилия (число особей на 100 дней фотоучета)
Хальсория 1*	0	98	0	2	271	0,7	0	12	0	0	0	0
Хальсория 2*	0	98	0	0	303	0	1	365	0,27	0	191	0
Хальсория 3*	-	-	-	-	-	-	6	165	3,63	1	190	0,52
Чувал 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	23	4,34
Чувал 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	16	0
Лыпя 1	-	-	-	-	-	-	2	250	0,8	0	105	0
Лыпя 2	-	-	-	-	-	-	4	249	1,6	8	366	2,18
Сухая Лыпя 1	-	-	-	-	-	-	2	61	3,27	0	9	0
Сухая Лыпя 2	-	-	-	-	-	-	0	73	0	0	261	0
Тулум 2*	-	-	-	-	-	-	0	71	0	2	142	1,4
Тулум 1*	-	-	-	-	-	-	0	33	0	0	3	0
Лиственничный 1	0	37	-	0	26	0	-	-	-	-	-	-
Тошовский	-	-	-	0	110	0	-	-	-	-	-	-
Лиственничный 2	-	-	-	0	15	0	-	-	-	-	-	-
Лопья 1	-	-	-	0	31	0	-	-	-	-	-	-
Долганиха	-	-	-	0	33	0	-	-	-	-	-	-
<b>ВСЕГО</b>	<b>0</b>	<b>233</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>789</b>	<b>0,253</b>	<b>13</b>	<b>1279</b>	<b>1,01</b>	<b>12</b>	<b>1306</b>	<b>0,91</b>

\* - данные за неполный год

Table 4

## Indexes of relative abundance of brown bears by photocatch data for the period 2017–2020

Photo catch point name	2017			2018			2019			2020		
	Total brown bears (photo)	Number of days of camera operation	Index of relative abundance (number of individuals per 100 days of photo count)	Total brown bears (photo)	Number of days of camera operation	Index of relative abundance (number of individuals per 100 days of photo count)	Total brown bears (photo)	Number of days of camera operation	Index of relative abundance (number of individuals per 100 days of photo count)	Total brown bears (photo)	Number of days of camera operation	Index of relative abundance (number of individuals per 100 days of photo count)
Halsoria 1 *	0	98	0	2	271	0,7	0	12	0	0	0	0
Halsoria 2 *	0	98	0	0	303	0	1	365	0,27	0	191	0
Halsoria 3 *	-	-	-	-	-	-	6	165	3,63	1	190	0,52
Chuval 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	23	4,34
Chuval 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	16	0
Loins 1	-	-	-	-	-	-	2	250	0,8	0	105	0
Loins 2	-	-	-	-	-	-	4	249	1,6	8	366	2,18
Dry Lypyya 1	-	-	-	-	-	-	2	61	3,27	0	9	0
Dry Lypyya 2	-	-	-	-	-	-	0	73	0	0	261	0
Tulim 2 *	-	-	-	-	-	-	0	71	0	2	142	1,4
Tulym 1 *	-	-	-	-	-	-	0	33	0	0	3	0
Larch 1	0	37	0	0	26	0	-	-	-	-	-	-
Toshovsky	-	-	-	0	110	0	-	-	-	-	-	-
Larch 2	-	-	-	0	15	0	-	-	-	-	-	-
Lopya 1	-	-	-	0	31	0	-	-	-	-	-	-
Dolganikha	-	-	-	0	33	0	-	-	-	-	-	-
<b>TOTAL</b>	<b>0</b>	<b>233</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>789</b>	<b>0,253</b>	<b>13</b>	<b>1279</b>	<b>1,01</b>	<b>12</b>	<b>1306</b>	<b>0,91</b>

\* - data for less than a year

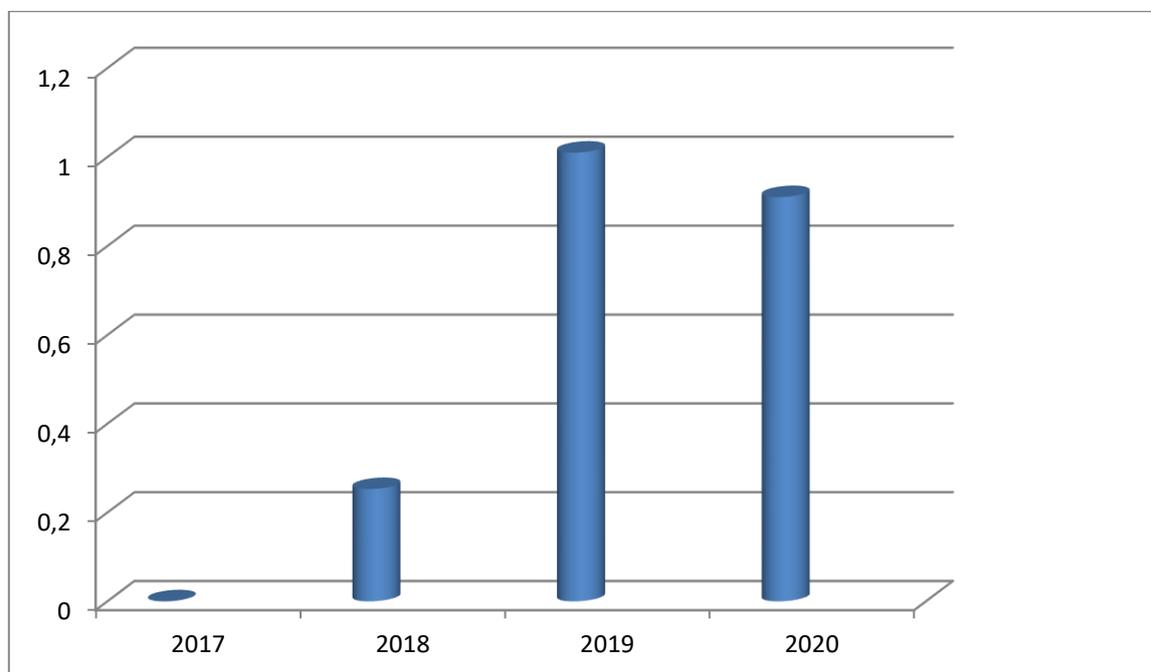


Рис. 4 Индексы относительного обилия бурого медведя (особей на 100 дней работы фотоловушек)  
 Fig. 4 Indices of the relative abundance of brown bears (individuals per 100 days of camera trap operation)

Таблица 5

## Относительная плотность и численность лося, бурого медведя и дикого северного оленя

Вид животного	Расчетная плотность на 1000 га	Численность
Лось	3,36	691
Бурый медведь	0,52	125
Дикий северный олень	0,21	50

Table 5

## Relative density and abundance of elk, brown bear and wild reindeer

Species	Estimated density per 1000 ha	Relative abundance
Elk	3,36	691
Brown bear	0,52	125
Wild reindeer	0,21	50

*Сведения о сезонной активности лося и бурого медведя*

Из общего числа снимков медведей абсолютное большинство фотолокаций (56,8 %) наблюдается в весенний период (май) в период выхода из берлог, начала гона (июнь) и осенью (сентябрь и октябрь), что связано с активностью в нажировочный период и осенней ми-

грацией перед залеганием в берлоги. У лосей, пол которых удалось определить, 65 животных – самцы, 36 – самки. Наибольшее число фиксаций лосей приходится на сентябрь–октябрь (57 %) и совпадает с периодом гона, когда у животных повышенная активность. 22 % приходится на май–июнь, это связано с ежегодной весенней миграцией (табл. 6 / table 6).

Таблица 6

## Распределение фотолокаций лося и медведя по месяцам за период с июня 2016 г. по февраль 2021 г.

Месяцы	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Всего
Медведь	-	-	-	-	7	1	4	2	5	6	-	-	28
%	-	-	-	-	25,0	3,5	14,2	7,1	17,8	21,4	-	-	100
Лось	3	-	-	-	7	19	10	9	27	40	3	-	118
%	2,5				5,9	16,1	8,4	7,6	23	34	2,5		100

Table 6

## Distribution of photolocations of elk and bear by months for the period from June 2016 to February 2021

Months	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Total
Bear	-	-	-	-	7	1	4	2	5	6	-	-	28
%	-	-	-	-	25,0	3,5	14,2	7,1	17,8	21,4	-	-	100
Elk	3	-	-	-	7	19	10	9	27	40	3	-	118
%	2,5				5,9	16,1	8,4	7,6	23	34	2,5		100

*Сведения о суточной активности лося и бурого медведя*

Бурый медведь. Суточная активность бурых медведей в летне-осенний период наиболее выражена в дневной период с 08-00 часов до 20-00 (89 %) (рис. 5 / fig. 5).

Лось. Согласно данным по 109 лосям суточная активность подразделяется на четыре периода: ночной (с 22 часов до 04 часов, когда отмечено 26 животных (23,8 %), утренний (с 04 часов до 08 часов – 15 лосей (13,7 %), дневной (с 08 до 18 часов – 55 лосей (50,4 %) и вечерний (с 18 часов до 22 часов – 13 животных (11,9 %). Минимальная активность пришлась на 12-14 часов, когда зафиксировано 5 животных (4,5 %) (рис. 6 / fig. 6). Если, по примеру Центрально-Лесного заповедника, условно определить сумеречно-ночную активность в период с 17:00 часов до 08:00 часов, то мы получим фиксацию 62 животных или 56,8 %. Эти данные совпадают с результатами, полученными в

Центрально-Лесном заповеднике, где лось наиболее активен именно в этот же период времени (45%). Но при этом наши данные не совпадают с данными Центрально-Лесного заповедника по максимальной (отмеченной в 22 часа) и минимальными (отмеченные с 13 до 15 часов) передвижениями лосей [1]. По нашим данным в заповеднике «Вишерский» лоси предпочитают передвигаться в светлое время суток. В период с 12 до 14 часов, а также в предполночное время суток они предпочитают отдыхать, что возможно зависит от меньшего фактора беспокойства.

**Заключение**

Всего за период работы обработано 4097 ловушко/суток. В результате обработки получено 227 фотолокаций, в которых зафиксировано 11 видов млекопитающих и 2 вида тетеревиных птиц.

Среди млекопитающих самыми многочисленными объектами за весь период наблюдений были лось (118 фотолокаций или 51,9 % от всех регистраций), бурый

медведь (28 фотолокаций или 12,3 % от всех регистраций) и заяц-беляк (25 фотолокации или 11,4 % всех регистраций), что вместе составило 75,6 % от общего числа фотолокаций.

Средний индекс относительного обилия за период наблюдений для лося составил – 3,96; для дикого северного оленя – 0,27; для бурого медведя – 0,54.

Относительная плотность лося (на 1000 га) составила 3,36 особей и численность 691 особей. Плотность бурого медведя составила 0,52 особей, численность – 125 особей.

Для медведей абсолютное большинство фотолокаций 56,8 % наблюдается в весенний период (май) в

период выхода из берлог, начала гона (июнь) и осенние месяцы (сентябрь и октябрь).

Из общего числа лосей, пол которых удалось определить, 65 животных – самцы, 36 – самки. Наибольшее число фиксаций лосей приходится на сентябрь-октябрь (57 %) и совпадает с периодом гона, что определяет у животных повышенную активность.

Суточная активность бурых медведей в летне-осенний период наиболее выражена в дневной период с 08-00 часов до 20-00 (89 %).

Наибольшая суточная активность лосей отмечена в дневной период (с 08 до 18 часов (50,4 %).

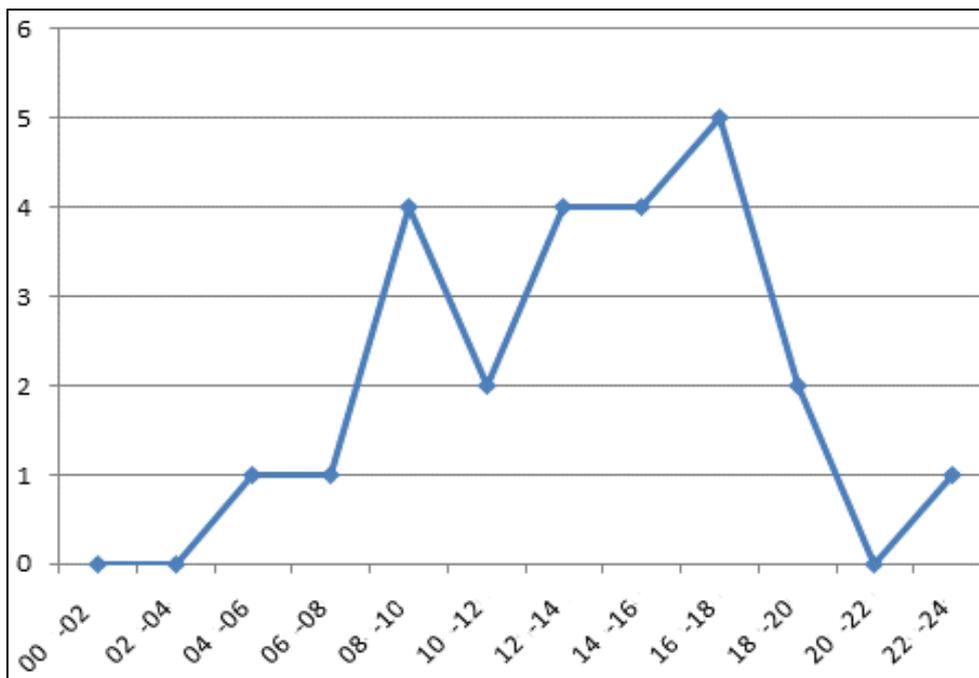


Рис. 5 Суточная активность бурых медведей (особей на единицу времени суток)  
Fig. 5 Daily activity of brown bears (individuals per unit of time of day)

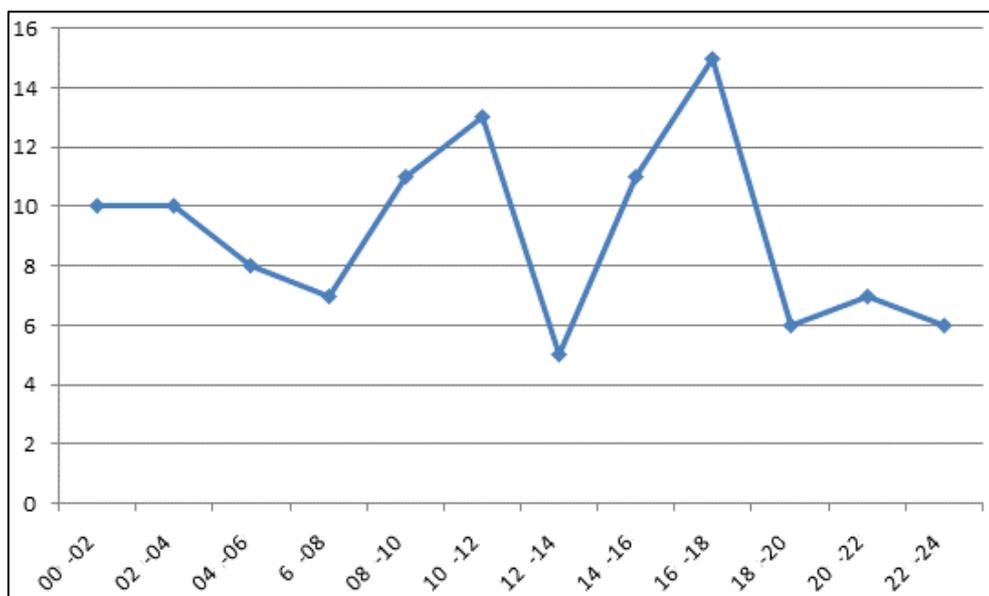


Рис.6. Суточная активность лосей (число в разные часы суток)  
Fig. 6. Daily activity of elk (individuals per unit of time of day)

## Список использованной литературы

1. Волков А.Е. Лесные дороги и просеки как места организации мониторинга крупных хищных млекопитающих с использованием фотоловушек (на примере Керженского заповедника) // Биота и среда. 2020. № 4 С. 68–94.
2. Желтухин А.С., Огурцов С.С. Фотоловушки в мониторинге лесных млекопитающих и птиц. Тверь: Центрально-Лесной государственный природный биосферный заповедник, 2018. 54 с.
3. Заумыслова О.Ю., Бондарчук С.Н. Оценка состояния амурского горала (*Naemorhedus cfudatus: Bovidae*) в Сиххотэ-Алинском заповеднике с помощью фотоловушек // Nature Conservatijn Research. Заповедная наука. 2017. Т. 2. № 1. С. 151–163.
4. Зимин С.В. К вопросу о численности бурого медведя в заповеднике «Вишерский» // Вестник Пермского государственного гуманитарно-педагогического университета. 2019. Т. 2. № 1. С. 53–64.
5. Крылов П.Н. «Вишерский край», 1926 г., архивный фонд Пермского государственного национально-исследовательского университета.
6. Огурцов С.С., Желтухин А.С. Применение фотоловушек в изучении популяционной группировки бурого медведя (*Ursus arctos* L.) в Центрально-Лесном заповеднике // Зоологический журнал. 2017. Т. 96. № 3. С. 360–372. DOI: 10.7868/s0044513417030084.
7. Огурцов С.С., Желтухин А.С., Котлов И.П. Суточная активность крупных и средних млекопитающих по данным фотоловушек в Центрально-Лесном заповеднике (Валдайская возвышенность, Россия) // Nature Conservation Research. Заповедная наука. 2018. Т. 3. № 2. С. 68–88. DOI: org/10.24189/ncr.2018.031.
8. Пажетнов В.С. Бурый медведь. М.: Агропромиздат, 1990. 304 с.
9. Подольский С.А., Кастрикин В.А., Левик Л.Ю., Гордеева Я.С. Методология использования фотоловушек для оценки обилия и сезонных изменений населения млекопитающих на примере Зейского заповедника // Байкальский зоологический журнал. 2019. № 2 (25). С. 6–12.
10. Рожнов А.В., Ячменникова А.А., Найденко С.В., Эрнандес-Бланко Х.А., Чистополова М.А., Сорокин П.А., Добрынин Д.В., Сухова О.В., Поярко А.Д., Дронова Н.А., Трепет С.А., Пхитиков А.Б., Пшегусов Р.Х., Магомедов М.-Р.Д. Мониторинг переднеазиатского леопарда и других крупных кошек. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2018. 121 с.
11. Седаш Г.А., Дарман Ю.А. Опыт использования фотокапканов для изучения биологии бурого (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) и белогрудого (*Ursus thibetanus*, Cuvier, 1823) медведей на юго-западе Приморского края, Россия // Труды Мордовского государственного природного заповедника имени П.Г. Смирновича. 2020. № 24. С. 203–212.
12. Burton A.C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J.T., Bayne E., Boutin S. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes // Journal of Applied Ecology. 2015. Vol. 52. P. 675–685. DOI: 10.1111/1365-2664.12432.
13. Karanth K.U. Estimating tiger (*Panthera tigris*) populations from camera-trap data using capture-recapture model // Biological Conservation. 1995. Vol. 71. P. 333–338.
14. Marcella J. Kelly, Erika L. Holub. Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia // Northeastern Naturalist. 2008. Vol. 15. № 2. Pp. 249–262. DOI: 10.1656/1092-6194(2008)15[249:ctoacts]2.0.co;2.
15. Matiukhina D.S., Vitkalova A.V., Rybin A.N., Aramilev V.V., Shvetsova E.I., Miguella D.G. Camera-trap monitoring of Amur tiger (*Panthera tigris altaica*) in southwest Primorsky Krai 2013–2016: preliminary results // Nature Conservation Research. Заповедная наука. 2016. Vol. 1. № 3. Pp. 36–43. DOI: 10.24189/ncr.2016.025.
16. Nakachima Y., Fukasama K., Samegima H. Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps // Journal of Applied Ecology. 2018. Vol. 55 Pp. 735–744. DOI: org/10.1111/1365-2664.13059.
17. Nakachima Y., Shun H., Etienne F. Landscape scale estimation of forest ungulate density and biomass using camera traps: Applying the REST model // Biological Conservation. 2020. Vol. 241 Pp. 1–8. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.108381.
18. Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T., Carbone C. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition // Journal of Applied Ecology. 2008. Vol. 45. Pp. 1228–1236. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x.
19. Rozhnov V.V., Yachmennikova A.A., Hernandez-Blanco J.A., Naidenko S.V., Chistopolova M.D., Sorokin P.A., Dobrynin D.V., Sukhova O.V., Poyarkov A.D., Dronova N.A., Trepets S.A., Pkhitikov A.B., Pshегusov R.H., Magomedov M.-R.D. Study and monitoring of big cats in Russia. M: KMK Scientific press Ltd., 2019. 138p.
20. Vitkalova A.V., Shvetsova E.I. A complex approach to study the Amur leopard using camera traps in protected areas in the southwest of Primorsky Krai (Russian Far East) // Nature Conservation Research. Заповедная наука. 2016. Vol. 3. Pp. 53–58. DOI: 10.24189/ncr.2016.027.

## Reference

1. Volkov, A. E. (2020) Forest roads and swaths as sites for monitoring large carnivores by camera traps (on the example of the Kerzhensky Nature Reserve). *Biota and environment*. Vol. 4, Pp. 68–94. (in Russian).
2. Zheltukhin, A. S., & Ogurtsov, S. S. (2018) *Fotolovushki v monitoringe lesnykh mlekopitayushchikh i ptits [Camera traps for monitoring forest mammals and birds]*. Tver': Tsentral'no-Lesnoy gosudarstvennyy prirodnyy biosfernyy zapovednik. (in Russian).
3. Zaumyslova, O. Yu., & Bondarchuk, S. N. (2017) Assessment of the long-tailed goral (*Naemorhedus caudatus: Bovidae*) population status in the Sikhote-Alin reserve using camera-traps. *Nature Conservatijn Research*. Vol. 2 (1). Pp. 151–163. (in Russian).
4. Zimin, S. V. (2019) To the question of the number of the brown bear (*Ursus arctos* L) in the Wishersky reserve. *Vestnik PGGPU*. Vol. 2 (1). Pp/ 53–64. (in Russian).
5. Krylov, P. N. «Visherskiy kray» (1926) Arkhivnyy fond Permskogo gosudarstvennogo natsional'no-issledovatel'skogo universiteta ["Vishera Territory" ar-

chival fund of the Perm State National Research University]. (in Russian).

6. Ogurtsov, S. S., & Zheltukhin, A. S. (2017) Application of camera traps to the study of a brown bear (*Ursus Arctos*) population in the central forest nature reserve. *Zoological journal*. Vol. 96 (3). Pp. 360–372. DOI: 10.7868/s0044513417030084. (in Russian).

7. Ogurtsov, S. S., & Zheltukhin, A. S. & Kotlov I. P. (2018) Daily activity patterns of large and medium-sized mammals based on camera traps data in the Central Forest Nature Reserve, Valdai Upland, Russia. *Nature Conservation Research*. Vol. 3 (2). Pp. 68-88. DOI: org/10.24189/ncr.2018.031. (in Russian).

8. Pazhetnov, V. S. (1990) Buryy medved' [Brown bear]. Moscow: Agropromizdat. (in Russian).

9. Podol'skiy, S. A. & Kastrikin, V. A. & Levik, L. Yu. & Gordeyeva, Ya. S. (2019) Methodology of using camera traps to estimate abundance and seasonal changes in the population of mammals on the example of the Zeya reserve. *Baikal Zoological Journal*. Vol. 2 (25). Pp. 6–12. (in Russian).

10. Rozhnov, A. V., & Yachmennikova, A. A., & Naydenko, S. V., & Ernandes-Blanco, Kh. A., & Chistopolova, M. A., & Sorokin, P. A., & Dobrynin, D. V., & Sukhova, O. V., & Poyarkov, A. D., & Dronova, N. A., & Trepets, S. A., & Pkhitikov, A. B., & Pshegusov, R. Kh., & Magomedov, M.-R. D. (2018) Monitoring peredneaziatskogo leoparda i drugikh krupnykh koshek [Monitoring of the Central Asian leopard and other large cats]. *Tovarishchestvo nauchnykh izdaniy KMK*.

11. Sedash, G. A. & Darman Yu. A. (2020) The use of photo-traps to study biology of brown bear (*Ursus arctos* L, 1758) and black bear (*Ursus thibetanus* G. Cuvier, 1823) in the southwestern Primorsky kray, Russia. *Trudy Mordovskogo gosudarstvennogo prirodnogo zapovednika imeni P.G. Smidovicha*. Vol. 24. Pp. 203-212. (in Russian).

12. Burton, A. C., & Neilson, E., & Moreira, D., & Ladle, A., & Steenweg, R., & Fisher, J. T., & Bayne, E., & Boutin, S. (2015) Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 52, Pp. 675–685. DOI: 10.1111/1365-2664.12432.

13. Karanth, K. U. (1995) Estimating tiger (*Panthera tigris*) populations from camera-trap data using capture-recapture model. *Biological Conservation*. (71), 333-338.

14. Marcella, J. Kelly, & Erika, L. Holub (2008) Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*. Vol. 15(2). Pp. 249–262. DOI: 10.1656/1092-6194(2008)15[249:ctoacts]2.0.co;2.

15. Matiukhina, D. S., & Vitkalova, A. V., & Rybin, A. N., & Aramilev, V. V., & Shvetsova, E. I., & Miguelle, D. G. (2016) Camera-trap monitoring of Amur tiger (*Panthera tigris altaica*) in southwest Primorsky Krai 2013-2016: preliminary results. *Nature Conservation Research*. Vol. 1 (3), Pp. 36-43. DOI: 10.24189/ncr.2016.025.

16. Nakachima, Y., & Fukasama, K., & Samegima, H. (2018) Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 55. Pp. 735-744. DOI: org/10.1111/1365-2664.13059.

17. Nakachima, Y., & Shun, H., & Etienne, F. (2020) Landscape scale estimation of forest ungulate density and biomass using camera traps: Applying the REST model. *Biological Conservation*. Vol. 241. Pp. 1-8. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.108381.

18. Rowcliffe, J. M., & Field, J., & Turvey, S. T., & Carbone C. (2008) Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 45. Pp. 1228-1236. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x.

19. Rozhnov, V. V., & Yachmennikova, A. A., & Hernandez-Blanco, J. A., & Naidenko, S. V., & Chistopolova, M. D., & Sorokin, P. A., & Dobrynin, D. V., & Sukhova, O. V., & Poyarkov, A. D., & Dronova, N. A., & Trepets, S. A., & Pkhitikov, A. B., & Pshegusov R. H., & Magomedov, M.-R. D. (2019) Study and monitoring of big cats in Russia. M: KMK Scientific press Ltd.

20. Vitkalova, A. V., & Shvetsova, E. I. (2016) A complex approach to study the Amur leopard using camera traps in protected areas in the southwest of Primorsky Krai (Russian Far East). *Nature Conservation Research*. Vol. 3. Pp. 53-58. DOI: 10.24189/ncr.2016.027.

Дата поступления в редакцию: 02.04.2021

Дата рецензирования: 18.04.2021

Дата принятия к публикации: 29.04.2021

#### Просьба сослаться на эту статью в русскоязычных источниках:

Зимин С.В. Наблюдения за животными с помощью фотоловушек (на примере заповедника «Вишерский») // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 35-47. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-35-47.

#### Please cite this article in English as:

Zimin S.V. Remote observation of animals by camera traps (example of the Vishersky reserve). *Anthropogenic Transformation of Nature*. 2021. Vol. 7. No. 1. P. 35–47. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-35-47.

**Абдулманова Ирина Фиргатовна**

Пермский государственный национальный  
исследовательский университет,  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15, Россия  
e-mail: [a.ir-flora@mail.ru](mailto:a.ir-flora@mail.ru)

**Игошева Екатерина Андреевна**

Пермский государственный национальный  
исследовательский университет,  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15, Россия  
e-mail: [igosevae@gmail.com](mailto:igosevae@gmail.com)

**Irina F. Abdulmanova**

Perm State University  
15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia  
**Ekaterina A. Igosheva**

Perm State University  
15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

**СОПОСТАВЛЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ ЭКОТОПОВ БОЛОТНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ И ГЛУБИН ТОРФЯНОЙ ЗАЛЕЖИ БЕЛОГО БОЛОТА (ПЕРМСКИЙ КРАЙ, РОССИЯ)**

Известно, что фитоиндикация характера и мощности торфяной залежи возможна только наравне с прочими географическими и геоморфологическими факторами, характерными для болотных систем. Цель нашего исследования – определение наличия или отсутствия взаимосвязи между мощностью торфяной залежи, составом фитоценоза и экологическими параметрами местообитаний растений на примере Белого болота, расположенного в Сылвенско-Иренской низменности на юго-востоке Пермского края. Для этого проведены измерения мощности торфяной залежи торфяным щупом с последующим расчетом объемов торфяника геоинформационными методами. Описано разнообразие растительных сообществ торфяника, осуществлен их эколого-ценотический анализ и фитоиндикационный анализ экотопов, с применением экологических шкал Элленберга и Ландольта, с помощью программы EcoScaleWin. Полученные результаты замеров мощности торфяника, расчёта объемов и площади торфяных отложений, позволили обновить и дополнить фондовые данные геологической разведки 1969 г. Эколого-ценотический и фитоиндикационный анализы выявили различия между сосново-кустарничково-сфагновыми и пушистоберезовыми вахтово-сфагновыми сообществами. Расчет коэффициента корреляции Спирмена продемонстрировал наличие связи между глубинами торфяных отложений и долей представителей водно-болотной эколого-ценотической группы в сообществах, а также с рядом экологических параметров экотопов. При этом использование двух различных экологических шкал выявило несогласованность между ними. В статье обоснована выбранная пространственная тактика измерения глубин торфяника небольшого болота неправильной формы, а также рассчитано необходимое время для промера мощности условной торфяной залежи площадью 1000 га. Раскрыто содержание проводимых в Пермском крае палеоэкологических исследований и связь с настоящей работой. Проведено сопоставление имеющихся данных по Белому болоту, с известными авторам результатами фитоиндикационных исследований мощности торфяников Западной Сибири. Рассмотрены ограничения и перспективы для реализации серии подобных исследований в Пермском крае, которые позволят выявить региональные и зональные закономерности пространственной структуры болотных сообществ и их связь с мощностью торфяных отложений.

**Ключевые слова:** особо охраняемая природная территория, торфяная залежь, растительность, экологическая шкала, фитоиндикация, ГИС.

**COMPARISON OF BOG PHYTOCENOSIS ECOTOPES PARAMETERS AND PEAT DEPOSIT DEPTHS OF THE BELOE BOG (PERM REGION, RUSSIA)**

It is known that phytoindication of the nature and depth of peat deposits is possible only when, among other factors, the geographical and geomorphological position of the bog systems is taken into account. The aim of this study is to determine whether or not there is a relationship between peat deposit thickness, phytocenosis composition and ecological parameters of plant habitats, using the example of the Beloe Bog located in the Sylvensko-Irenskaya lowland in the south-east of Perm Krai. Measurements of the depth of the peat deposit were carried out using a peat probe, followed by the determination of the volumes of the peat bog in the GIS (ArcGIS (ESRI)). The diversity of peatland plant communities is described, their ecological-cenotic analysis and phytoindication analysis of ecotopes is carried out using Ellenberg and Landolt ecological scales using EcoScaleWin software. The results allow to update the stock data of geological exploration 1969. Ecological-cenotic and phytoindication analyzes revealed differences between pine-dwarf shrub-sphagnum and birch-menyantes-sphagnum communities. A Spearman correlation coefficient demonstrated a relationship between peat deposit depths and the proportion of Water-Swamp ecological-cenotic group species in the communities, as well as with a number of ecological parameters of the ecotopes. The use of two different ecological

scales revealed inconsistency between them. The article substantiates the chosen spatial tactics for measuring the peatland depth of a small irregularly shaped bog and also calculates the time required to measure the thickness of a conventional peat deposit of 1000 hectares. The relationship of this work to ongoing palaeoecological research in Perm Krai is highlighted. A comparison is made between the available data on the Beloe Bog and the results of phytoindication studies of the peatland thickness of Western Siberia known to the authors. The limitations and prospects of a series of similar studies in Perm Krai, which will reveal regional and zonal patterns in the spatial structure of bog communities and their relation to the thickness of peat deposits, are considered.

**Keywords:** specially protected natural territory, peat deposit, vegetation, ecological scale, phytoindication, GIS.

### Введение

Экологическая роль болот велика: они - резервуары чистой пресной воды, питают реки, выступают в роли фильтров атмосферных осадков, аккумулируют атмосферный углерод в торфяниках и поддерживают биоразнообразие [31]. Болотные местообитания характеризуются специфическими экологическими условиями, а потому оригинальной по видовому составу и по экологическим особенностям растительностью [4]. Практикуется использование экологических шкал для изучения пространственной структуры растительных сообществ различных типов болот. Подобные исследования проводятся, в том числе и на Урале [4, 8].

Исследования взаимосвязей между характером растительности болот, строением и мощностью торфяников, проведенные на европейской части России и в Западной Сибири, свидетельствуют, что фитоиндикация строения и глубины торфяной залежи возможна, но только при одновременном учете состава и структуры фитоценозов, географического и геоморфологического положения болотных систем, размера и местоположения фитоценозов-индикаторов в пределах соответствующей болотной системы, динамического типа фитоценозов-индикаторов: сформированного или формирующегося [3].

Цель данной работы – определить наличие или отсутствие взаимосвязи между мощностью торфяной залежи, составом фитоценоза и экологическими параметрами местообитаний растительных сообществ на примере Белого болота.

Задачи:

- предполевым выбором местоположения точек измерения мощности торфяной залежи Белого болота;
- осуществление замеров мощности торфяной залежи Белого болота в полевых условиях;
- описание разнообразия растительных сообществ Белого болота;
- определение объемов торфяника Белого болота;
- эколого-ценологический анализ сообществ и фитоиндикационный анализ местообитаний;
- оценка корреляционной связи между экологическими параметрами и глубиной торфяника под сообществом.

### Материал и методика

**Объект исследования.** Белое болото – природный резерват регионального значения ландшафтного профиля, расположенный в юго-восточной части Пермского края на территории Уинского района, в 8 км к югу от села Аспа. Особо охраняемая природная территория (далее ООПТ) площадью 190 га образована с целью сохранения типичных участков естественных экосистем верхового болота. ООПТ относится к ботанико-географическому району широколиственно-елово-

во-пихтовых лесов. Она расположена в Сылвенско-Иренской низменности на границе водосборов рек Тулвы и Сылвы и представляет собой небольшой участок верховых и переходных болот в окружении сообществ смешанных хвойно-широколиственных лесов. Комплексы верховых и переходных болот типичны для Пермского края в целом, но редки для природного района смешанных хвойно-широколиственных лесов. На юге края – это единственное верховое болото, имеющее статус ООПТ регионального значения [20].

Исследуемый участок расположен на восточной окраине Русской платформы в пределах Предуралья, как и большая часть Пермского края. Тектоническое строение характеризуется крупной тектонической структурой – Башкирским сводом. В геологическом отношении территория характеризуется наличием отложений палеозойского возраста нижнего отдела пермской системы уфимского яруса шешминской свиты, состоящих из аргиллитов красновато-коричневых, песчаников (в том числе медистых), с прослойками из мергелей, известняков и гипса. Четвертичные отложения представлены делювиальными отложениями, чаще всего встречающимися в виде глины и суглинков с дресвой, щебнем и глыбами. Исследуемая территория находится за пределами карстовых районов, проявление карстовых процессов не отмечено [20].

Рельеф изучаемого участка однородный – абсолютные высоты колеблются в пределах 220–240 м [32].

Согласно торфяно-болотному районированию Белое болото относится к Южному лесостепному району, охватывающему всю южную часть Пермского края. На его территории, по данным геологоразведки 60–70-х гг. XX в. [22], разведано 238 торфяных месторождений, занимающих площадь около 10 тыс. га. Общий запас торфа разведанных месторождений в районе – 37,5 млн т. Торфяная залежь преимущественно низинного, реже переходного типов. Торфяные месторождения верхового типа, в крайнем ограниченном числе, распространены лишь в нескольких административных районах.

Исследуемый болотный участок, по данным обследования Свердловской геологоразведочной партии 1969 г., имеет площадь в нулевой границе торфяного месторождения – 153 га. Мощность торфяного пласта составляет: средняя – 2,38 м; максимальная – 5,1 м. Объем торфяной толщи – 2 849 тыс. м<sup>3</sup> [22].

Белое болото находится в пределах ботанико-географического района широколиственно-елово-пихтовых лесов. Болота в этом ботанико-географическом районе занимают не более 0,5 % территории, большинство из них эвтрофные, только сосно-

вые осоково-сфагновые могут быть отнесены к мезотрофным [16]. Болотная растительность обследованного торфяника Белого болота представлена сосново-пушицево-кустарничково-сфагновыми, сосново-кустарничково-сфагновыми, сосново-кустарничково-осоково-сфагновыми, сосново-березовыми кустарничково-вахтово-сфагновыми, березово-вахтово-сфагновыми и березово-вахтово-осоковыми сфагновыми сообществами. Древесный ярус в разном соотношении формируют *Pinus sylvestris* L. и *Betula pubescens* Ehrh. Кустарниковый ярус образуют ивы – *Salix lapponum* L., *S. rosmarinifolia* L., *S. myrtilloides* L., *S. pentandra* L. В травяно-кустарничковом ярусе наиболее распространены *Menyanthes trifoliata* L., *Eriophorum vaginatum* L., *Equisetum fluviatile* L., *Scheuchzeria palustris* L., различные виды осок и представители вересковых. Практически сплошной моховый покров образован видами рода *Sphagnum*.

Выбор объекта обследования обусловлен несколькими причинами:

– На территории Уинского района имеется несколько болот и заболоченных участков с максимальной глубиной залегания торфяной залежи свыше 5 м. Среди них – Белое болото (5,1 м); Новоселовское (5,4 м); Нижнесыповское II (5,50 м); Усановская согра (6 м) и Уинское болото (6 м) [21,22]. Белое болото не изменено торфяными разработками. Площадь болота достаточна для данного исследования;

– Географическое положение Белого болота в подтаежной зоне смешанных хвойно-широколиственных лесов, перспективно с точки зрения палеореконструкции для изучения седиментационного комплекса. Расположение болота позволяет заполнить лакуну между имеющимися палеоэкологическими данными центральной и юго-восточной (Кунгурская лесостепь) части Пермского Прикамья;

– Транспортная доступность объекта исследования. Непосредственно к границам болота есть надежный автомобильный подъезд. Отсутствие необходимости переноски тяжелого оборудования для промеров глубин на значительное расстояние, от базового лагеря до места работы – значительно повысило скорость полевых работ.

Материал и методика. Методика исследования мощности торфяного пласта. На предполевом этапе, в среде ГИС (ArcGIS (ESRI)), была выполнена векторизация контура открытой (необлесенной) части Белого болота. Для определения местоположения точек, в среде ГИС, была построена сетка 150 x 150 м с равноудаленными друг от друга точками (всего 48 точек) с учетом контура болота. Выбор метода замера торфяной залежи по сетке обусловлен получением значений дна болота с высокой степенью точности для дальнейшего их применения. Полученные точки замера мощности торфяной толщи были перенесены в GPS-навигатор для ориентирования в полевых условиях.

В ходе полевого обследования ООПТ проведены замеры мощности торфяной залежи. Для этого использовался торфяной шуп, состоящий из металлических секций длиной 63 см каждая, которые крепятся друг к другу для наращивания длины инстру-

мента. Общая длина маршрута обследования составила 10,94 км. Продолжительность работ – около 7 часов.

Расчет количественных характеристик – объема и площади торфяной залежи, происходил в среде ГИС (ArcGIS (ESRI)). Расчеты проведены с применением набора инструментов 3D Analyst (инструменты: интерполяция растра, насыпи/выемки) в несколько этапов:

– Подготовка растровых данных поверхности болота. Использование растра с 0-ми значениями высот. Такое решение принято, поскольку поверхность Белого болота можно считать практически ровной. Согласно данным цифровой модели рельефа SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) абсолютные высоты разных участков составляют 227-228 м. С учетом наличия значительной (до 16 м) погрешности данных SRTM [32] по высотам, поверхность болота можно считать ровной;

– Подготовка растровых данных дна болота. Построение растровой поверхности, содержащей данные мощности торфяной залежи, проведены с помощью алгоритма «интерполяция по методу обратно взвешенных расстояний» (ОВР) [33,35]. Метод предполагает, что каждая входная точка имеет влияние, убывающее с расстоянием. Чем ближе точка к обрабатываемой ячейке, тем больше ее вес (функция обратного расстояния). Выбор метода объясняется тем, что результат имеет высокую степень точности при имеющейся достаточно плотной и равномерной выборке входных точек [36];

– Применение инструмента «насыпи/выемки» для определения объема и площади торфяной залежи. Данный инструмент вычисляет площади и объемы выбранных растровых поверхностей, сравнивая их значения друг с другом.

Объемы и площадь торфяного пласта рассчитаны с учетом трех разных характеристик: а) от границы болота (нулевой поверхности торфяного месторождения); б) от границы промышленной мощности торфяной залежи – 0,7 м [2, 22]; в) с вычетом верхнего (1,4 м) рыхлого неразложившегося и полуразложившегося слоя торфа из общего объема торфяника.

Методика геоботанического обследования. В различных болотных сообществах, на пробных площадях площадью 100 м<sup>2</sup> (далее ПП), проведены геоботанические описания по общепринятым методикам [15, 16, 26]. Названия растений приведены по «Иллюстрированному определителю...» [10]. Эколого-ценотический анализ флоры сообществ, сформировавшихся на торфянике, проведен по характеристикам видов, представленным в базе данных «Флора сосудистых растений Центральной России» Института математических проблем биологии РАН [25]. Для оценки экотопов по экологическим шкалам флористические списки обработаны в программе EcoScaleWin [5,7]. Фитоиндикационный анализ сообществ осуществлен по шкалам Г. Элленберга [29] и Е. Ландольта [30]. Проведен корреляционный анализ экологических характеристик и мощности торфяника с помощью коэффициента Спирмена, который принимает значения от –1 до +1. При использо-

вании коэффициента ранговой корреляции условно оценивают тесноту связи между признаками, считая значения коэффициента равные 0,3 и менее, показателями слабой тесноты связи; значения 0,4–0,7 – показателями умеренной тесноты связи, а значения 0,7 и более – показателями высокой тесноты связи [24].

#### Результаты и их обсуждение

Болотная растительность, сформировавшаяся на торфяной залежи охраняемой территории неоднородна. Выявлены различные вариации сосново-кустарничково-сфагновых и пушистоберезовых вахтово-сфагновых сообществ. Варианты пушистоберезовых вахтово-сфагновых сообществ занимают наиболее сырые и обводненные участки (табл.1 / table 1).

Таблица 1

#### Разнообразие растительных сообществ Белого болота

Описание сообщества	Фото сообщества
<p>ПП 1. <b>Сосново-пушицево-кустарничково-сфагновое</b> сообщество. Формула древостоя 10С+Б. Кроме <i>Pinus sylvestris</i> L. в древостое единично встречается <i>Betula pubescens</i> Ehrh. Немногочисленны высохшие деревья. Средняя высота разреженного древесного яруса 8 м. Из кустарников единично отмечены <i>Salix rosmarinifolia</i> L., <i>S. myrtilloides</i> L. В травянисто-кустарничковом ярусе преобладают <i>Eriophorum vaginatum</i> L. и <i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench. В мочажинах произрастают <i>Scheuchzeria palustris</i> L., <i>Menyanthes trifoliata</i> L. и осоки (<i>Carex rostrata</i> Stokes, <i>C. lasiocarpa</i> Ehrh., <i>C. canescens</i> L.). В сообществе зафиксированы <i>Corallorhiza trifida</i> Chatel. и <i>Dactylorhiza maculate</i> (L.) Soo, занесенные в Приложение к Красной книге Пермского края, как виды, нуждающиеся в особом внимании к их состоянию в природной среде [19]. Мощность торфяной залежи под сообществом составляет 2,39 м.</p>	
<p>ПП 2. <b>Сосново-кустарничково-сфагновое</b> сообщество. Формула древостоя 10С. Средняя высота древостоя 9 м. Кустарники отсутствуют. Выраженными доминантами травяно-кустарничкового яруса являются <i>Ledum palustre</i> L. и <i>Vaccinium uliginosum</i> L. Кроме них встречаются <i>Eriophorum vaginatum</i> L., <i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench, <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L., <i>Andromeda polifolia</i> L. Мощность торфа под сообществом составляет 2,69 м.</p>	
<p>ПП 3. <b>Пушистоберезовое вахтово-сфагновое</b> сообщество. Формула древостоя 10Б+С,Е. Древесный ярус сильно разрежен, его образует <i>Betula pubescens</i> Ehrh.. Единично встречаются <i>Pinus sylvestris</i> L. и <i>Picea obovata</i> Ledeb. Средняя высота древостоя 7 м. Кустарниковый ярус образуют <i>Salix lapponum</i> L., <i>S. pentandra</i> L., <i>S. myrtilloides</i> L. В травяно-кустарничковом ярусе преобладает <i>Menyanthes trifoliata</i> L. Здесь произрастают также <i>Equisetum fluviatile</i> L., <i>Cicuta virosa</i> L., <i>Naumburgia thyrsiflora</i> (L.) Reichenb., <i>Comarum palustre</i> L., <i>Scheuchzeria palustris</i> L., <i>Eriophorum polystachyon</i> L., <i>Carex rostrata</i> Stokes, <i>C. disperma</i> Dew., <i>C. limosa</i> L. и др. виды. Зафиксирован <i>Dactylorhiza maculate</i> (L.) Soo, занесенный в Приложение к Красной книге Пермского края [19]. Мощность торфа под сообществом составляет 2,91 м.</p>	
<p>ПП 4. <b>Сосновое кустарничково-осоково-сфагновое</b> сообщество. Формула древостоя 10С. Средняя высота <i>Pinus sylvestris</i> L. 4 м. Все более высокие деревья сухие. Древостой крайне разрежен. Кустарники отсутствуют. В травяно-кустарничковом ярусе преобладают <i>Carex nigra</i> (L.) Reichard и <i>Andromeda polifolia</i> L. На микровозвышениях произрастает <i>Ledum palustre</i> L., в мочажинах – <i>Menyanthes trifoliata</i> L., <i>Scheuchzeria palustris</i> L. Мощность торфяной залежи – 4,66 м.</p>	

Описание сообщества	Фото сообщества
<p>ПП 5. <b>Березовое вахтово-осоково-сфагновое</b> сообщество. Формула древостоя 7Б3С+Ол,Е. В древостое кроме <i>Betula pubescens</i> Ehrh. встречаются <i>Pinus sylvestris</i> L., <i>Alnus incana</i> (L.) Moench, <i>Picea obovata</i> Ledeb. Средняя высота деревьев 11 м, сомкнутость крон 0,3. Произрастают единичные экземпляры <i>Salix lapponum</i> L. и <i>S. myrtilloides</i> L. В травяно-кустарничковом ярусе преобладает <i>Menyanthes trifoliata</i> L. и <i>Carex vesicaria</i> L. Отмечены также <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud., <i>Rubus arcticus</i> L., <i>Comarum palustre</i> L., <i>Eriophorum vaginatum</i> L., <i>Carex elongata</i> L., <i>C. nigra</i> (L.) Reichard. Мощность торфяной залежи – 3,28 м.</p>	
<p>ПП 6. <b>Сосново-березовое кустарничково-вахтовое</b> сообщество. Формула древостоя 5Б5С. Средняя высота деревьев составляет 6 м, сомкнутость крон 0,2. Разреженный кустарниковый ярус формируют <i>Salix myrtilloides</i> L., <i>S. lapponum</i> L. Травяно-кустарничковый ярус образован <i>Menyanthes trifoliata</i> L., <i>Equisetum fluviatile</i> L. и представителями вересковых – <i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench, <i>Andromeda polifolia</i> L., <i>Oxycoccus palustris</i> Pers. В мочажинах со стоячей водой произрастают <i>Calla palustris</i> L., <i>Utricularia intermedia</i> Хаупе. Мощность торфа под сообществом составляет 1,64 м.</p>	

Table 1

## Diversity of vegetation communities of the Beloe Bog

Community Description	Community photo
<p>Sample area (further - SA) 1. <b>Pine-cottongrass-dwarf shrub-sphagnum bog.</b> Forest stand formula 10P+B. Besides <i>Pinus sylvestris</i> L. there is also <i>Betula pubescens</i> Ehrh. There are few dried trees. The average height of a sparse tree layer is 8 m. In the shrub layer grow <i>Salix rosmarinifolia</i> L., <i>S. myrtilloides</i> L. The herb layer is dominated by <i>Eriophorum vaginatum</i> L. and <i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench. The hollows are home to <i>Scheuchzeria palustris</i> L., <i>Menyanthes trifoliata</i> L. and sedges (<i>Carex rostrata</i> Stokes, <i>C. lasiocarpa</i> Ehrh., <i>C. canescens</i> L.). <i>Corallorhiza trifida</i> Chatel. and <i>Dactylorhiza maculate</i> (L.) Soo occur in the herb layer. These two species are included in the Appendix to the Red List of the Perm region. [Приказ]. The depth of the peat layer is 2.39 m.</p>	
<p>SA 2. <b>Pine-dwarf shrub-sphagnum community.</b> Forest stand formula 10P. The average height of the stand is 9 m. There are no shrubs. The dominants of the herb layer are <i>Ledum palustre</i> L. and <i>Vaccinium uliginosum</i> L. There are also <i>Eriophorum vaginatum</i> L., <i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench, <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L., <i>Andromeda polifolia</i> L. The depth of the peat layer is 2.69 m.</p>	

Community Description	Community photo
<p>SA 3. <b>Birch-menyantes-sphagnum community.</b> Forest stand formula 10B+P,S. The tree layer is highly sparse; it is formed by <i>Betula pubescens</i> Ehrh. Single trees <i>Pinus sylvestris</i> L. and <i>Picea obovata</i> Ledeb grow. The average height of the stand is 7 m. The shrub layer is formed by <i>Salix lapponum</i> L., <i>S. pentandra</i> L., <i>S. myrtilloides</i> L. <i>Menyanthes trifoliata</i> L. predominates among herbs. There are also <i>Equisetum fluviatile</i> L., <i>Cicuta virosa</i> L., <i>Naumburgia thyrsiflora</i> (L.) Reichenb., <i>Comarum palustre</i> L., <i>Scheuchzeria palustris</i> L., <i>Eriophorum polystachyon</i> L., <i>Carex rostrata</i> Stokes, <i>C. disperma</i> Dew., <i>C. limosa</i> L. and other species. <i>Dactylorhiza maculate</i> (L.) Soo was registered, which is listed in the Appendix to the Red Book of the Perm Krai [Приказ]. The depth of the peat layer is 2.91 m.</p>	
<p>SA 4. <b>Pine-dwarf shrub-sedge-sphagnum community.</b> Forest stand formula 10P. The average height of <i>Pinus sylvestris</i> L. is 4 m. All taller trees are dry. The stand is extremely sparse. There are no shrubs. The dominants of the herb layer are <i>Carex nigra</i> (L.) Reichard and <i>Andromeda polifolia</i> L. <i>Ledum palustre</i> L. grows on small rises, the hollows are home to <i>Menyanthes trifoliata</i> L., <i>Scheuchzeria palustris</i> L. The depth of the peat layer is 4.66 m.</p>	
<p>SA 5. <b>Birch-menyantes-sedge-sphagnum community.</b> Forest stand formula 7B3P+Al,S. In the stand, except for <i>Betula pubescens</i> Ehrh. there are <i>Pinus sylvestris</i> L., <i>Alnus incana</i> (L.) Moench, <i>Picea obovata</i> Ledeb. The average height of the trees is 11 m, the crown density is 0.3. <i>Salix lapponum</i> L. and <i>S. myrtilloides</i> L. are unique. The dominants of the herb layer are <i>Menyanthes trifoliata</i> L. and <i>Carex vesicaria</i> L. There are also <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud., <i>Rubus arcticus</i> L., <i>Comarum palustre</i> L., <i>Eriophorum vaginatum</i> L., <i>Carex elongata</i> L., <i>C. nigra</i> (L.) Reichard. The depth of the peat layer is 3.28 m.</p>	
<p>SA 6. <b>Pine-birch-dwarf shrub-menyantes-sphagnum.</b> Forest stand formula 5B5P. The average height of the trees is 6 m, the crown density is 0.2. The shrub layer is sparse; it is formed by <i>Salix myrtilloides</i> L., <i>S. lapponum</i> L. The herb layer is formed by <i>Menyanthes trifoliata</i> L., <i>Equisetum fluviatile</i> L., <i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench, <i>Andromeda polifolia</i> L., <i>Oxycoccus palustris</i> Pers. The hollows are home to <i>Calla palustris</i> L., <i>Utricularia intermedia</i> Hayne. The depth of the peat layer is 1.64 m.</p>	

Площадь исследуемой поверхности болота составляет 1 205 875 м<sup>2</sup> (120,6 га). Площадь поверхности болота в пределах распространения промышленной мощности торфа [2] меньше на 6% и равна 1 131 875 м<sup>2</sup> (113,2 га).

Рассчитанная мощность торфяной толщи (рис. 1/ fig. 1) варьирует в пределах от 1,16 до 5,41 м. Средняя мощность – 3,51 м. Полученные результаты позволяют обновить и уточнить фондовые данные геологической разведки 1969 г., по которым максимальная мощность торфяного пласта составляла 5,10 м, а средняя – 2,82 м [22].

Общий объем торфяной толщи составил 3 397 600,17 м<sup>3</sup>, что на 548,6 тыс. м<sup>3</sup> больше указанных ранее данных [22]. Объем торфяной толщи, в пределах распространения промышленной мощности, составил 3 367 581,48 м<sup>3</sup>. Рассчитанный объем с вычетом 1,4 м рыхлого полуразложившегося торфа, составил 2 085 630,49 м<sup>3</sup>, что на 39% меньше общего объема торфяной залежи.

Оценка запаса торфа в торфяной залежи Белого болота в сыром (средняя плотность 1 г/см<sup>3</sup>) и сухом (средняя плотность 0,2 г/см<sup>3</sup>) виде была проведена по трем показателям объема (табл.2 / table 2).

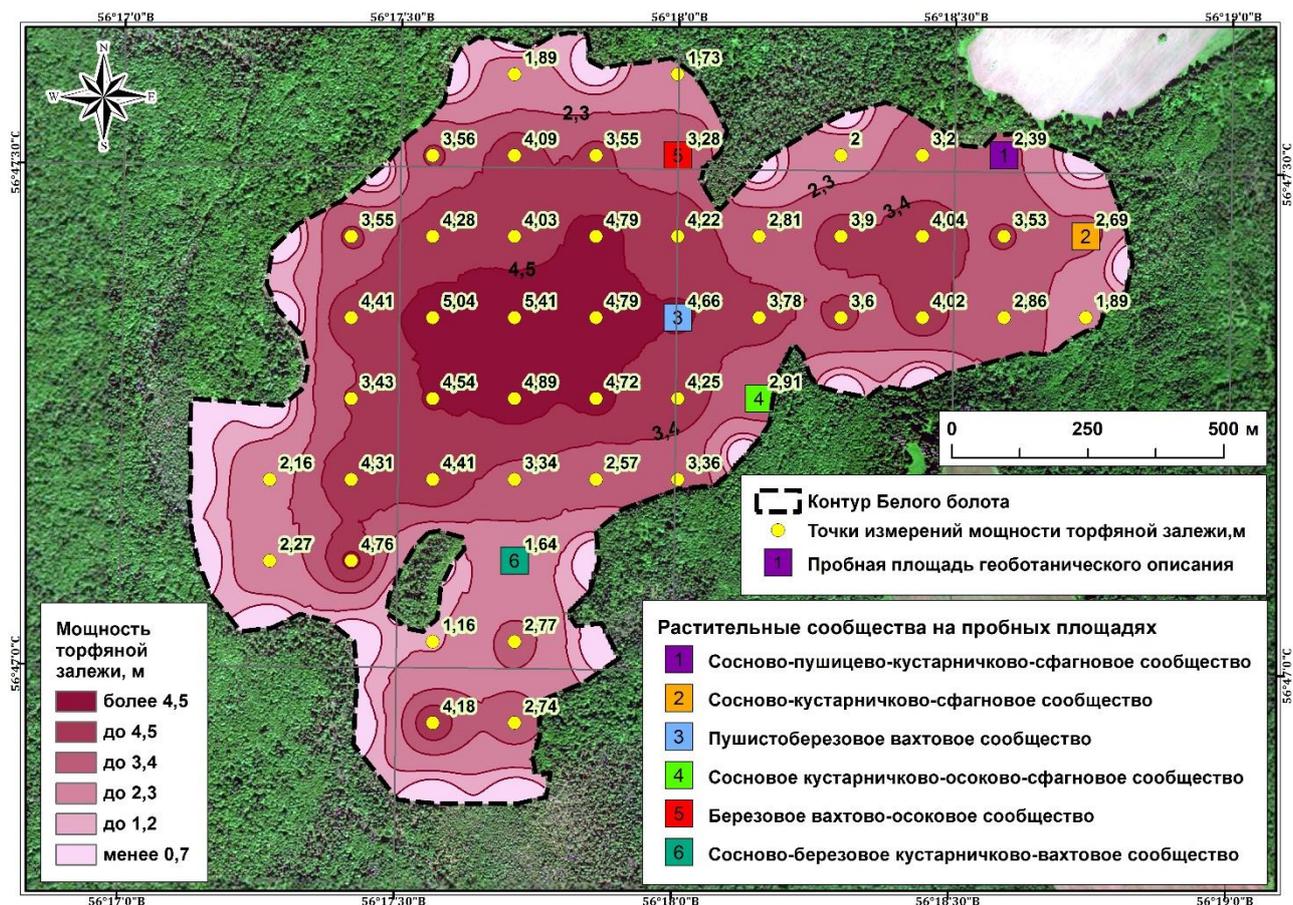


Рис. 1. Мощность торфяной залежи Белого болота

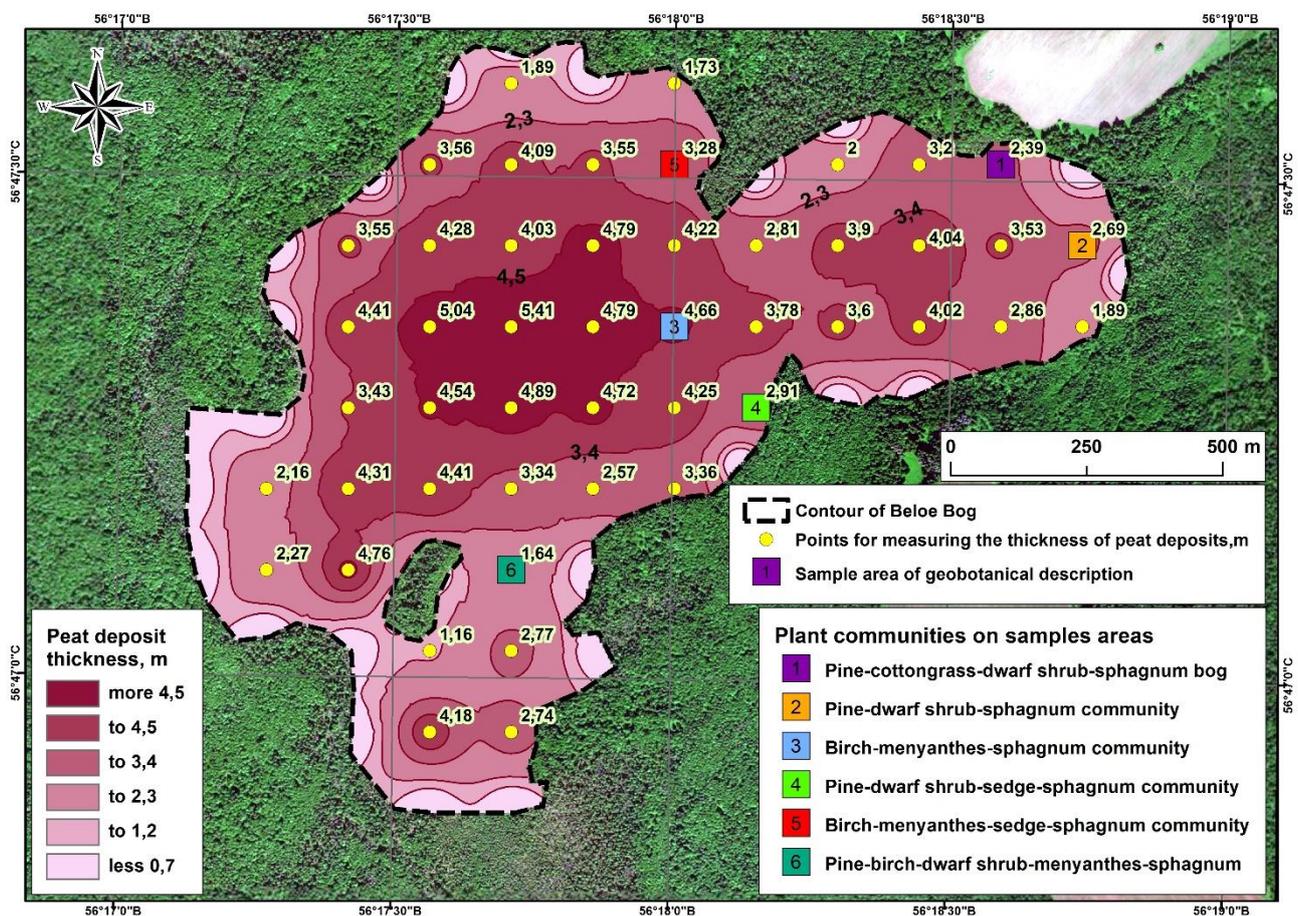


Fig. 1. Thickness of the peat deposit of the Beloe Bog

Таблица 2

## Оценка запаса торфа Белого болота

	Объем торфяной залежи, м <sup>3</sup>	Запас торфа, т	
		в сыром виде	в сухом виде
Общий объем торфяной залежи	3 397 600,17	3 397 600,17	679 520,03
Объем в пределах промышленной мощности торфа	3 367 581,48	3 367 581,48	673 516,29
Объем с учетом поправки в 1,4 м рыхлого слоя торфа	2 085 630,49	2 085 630,49	417 126,10

Table 2

## Assessment of the peat stock of the Beloe Bog

	Peat deposit volume, m <sup>3</sup>	Peat stock, t	
		raw	dry
The total volume of peat deposit	3 397 600,17	3 397 600,17	679 520,03
Volume within the industrial thickness of peat	3 367 581,48	3 367 581,48	673 516,29
Volume 1.4 m of loose peat layer	2 085 630,49	2 085 630,49	417 126,10

Эколого-ценотический анализ флоры сообществ показал, что на заложенных площадках произрастают представители четырех эколого-ценотических групп (табл. 3 / table 3).

Таблица 3

## Представленность эколого-ценотических групп флоры на площадках обследования

Экол.-ценот. группы флоры	ПП 1		ПП 2		ПП 3		ПП 4		ПП 5		ПП 6	
	Число видов	Доля видов, %										
Br	3	15	-	0	2	10	-	0	2	12	1	7
Pn	1	5	2	29	1	5	1	10	1	6	1	7
Nt	-	0	-	0	2	10	-	0	2	12	1	7
Wt	16	80	5	71	15	75	9	90	11	70	11	79

Примечание: эколого-ценотические группы: Br – бореальная; Pn – боровая; Nt – нитрофильная; Wt – водно-болотная.

Table 3

## Representation of ecological-coenotic groups on the sample areas

Group	SA 1		SA 2		SA 3		SA 4		SA 5		SA 6	
	Number of species	Share of species, %	Number of species	Share of species, %	Number of species	Share of species, %	Number of species	Share of species, %	Number of species	Share of species, %	Number of species	Share of species, %
Br	3	15	-	0	2	10	-	0	2	12	1	7
Pn	1	5	2	29	1	5	1	10	1	6	1	7
Nt	-	0	-	0	2	10	-	0	2	12	1	7
Wt	16	80	5	71	15	75	9	90	11	70	11	79

Note: ecological-coenotic groups: Br – Boreal; Pn – PineForest; Nt – Nitrophillous; Wt – Water-Swamp.

Доминируют на всех площадках описания растительности представители водно-болотной группы. В сосново-кустарничково-сфагновых сообществах, в отличие от пушистоберезовых вахтово-сфагновых, отсутствуют представители нитрофильной группы, а в двух из трех сосново-кустарничково-сфагновых сообществах отсутствуют также представители бореальной группы. Во всех пушистоберезовых вахтово-сфагновых сообществах отмечены представители

всех групп, но боровую группу в них представляет только *Pinus sylvestris* L.

Корреляционный анализ (табл. 4 / table 4) между величиной доли видов различных эколого-ценотических групп и глубиной залегания торфа под сообществами показал наличие умеренной связи для доли представителей боровой группы и высокой тесноты связи для водно-болотной группы. Коэффициент корреляции для бореальной и нитрофильной группы показал слабую тесноту связи.

Таблица 4

**Значения коэффициента корреляции между долями видов  
различных эколого-ценоотических групп с глубинами торфа**

	Эколого-ценоотические группы			
	Br – бореальная	Pn – боровая	Nt – нитрофильная	Wt – водно-болотная.
Коэффициент корреляции Спирмена	- 0,09	0,62	- 0,08	0,78

Table 4

**Correlation coefficient between the share ecological-coenotic groups of species with peat depths**

	Ecological-coenotic groups			
	Br – Boreal	Pn – PineForest	Nt – Nitrophillous	Wt – Water-Swamp.
Spearman's rank correlation coefficient	- 0,09	0,62	- 0,08	0,78

При оценке экологических параметров местообитаний по шкалам Эллэнберга (табл. 5 / table 5) прослеживаются различия характеристик пробных геоботанических площадок с сосново-кустарничково-сфагновыми и пушистоберезовыми вахтово-сфагновыми сообществами. Сосново-кустарничково-сфагновые сообщества формируют растения более прохладного климата, кроме того, этот тип сообществ формируется на участках с более кислым субстратом и на участках более бедных минералами. Среди всех пробных площадей по своим характеристикам выде-

ляется сосново-кустарничково-сфагновое сообщество (пробная площадка №2), сформировавшееся на торфяной толще мощностью 2,69 м: для него характерны значительно более низкие показатели светолюбия, увлажненности и кислотности почв, а также самый высокий показатель континентальности климата.

Коэффициент корреляции свидетельствует о наличии высокой тесноты связи между глубинами торфа и показателями шкал светолюбия, континентальности, кислотности и богатства почв элементами минерального питания.

Таблица 5

**Экологические параметры местообитаний болотных сообществ по шкалам Эллэнберга  
и результаты их корреляционного анализа с глубинами торфа**

№ ПП	Сообщество	L <sub>E</sub>	T <sub>E</sub>	K <sub>E</sub>	F <sub>E</sub>	R <sub>E</sub>	N <sub>E</sub>
1	Сосново-пушицево-кустарничково-сфагновое	7,47	4,2	5,52	8,84	2,74	2,15
2	Сосново-кустарничково-сфагновое	6,61	4,2	6,2	8,13	1,84	1,84
3	Пушистоберезовое вахтово-сфагновое	7,49	4,9	5	8,91	3,95	3,06
4	Сосновое кустарничково-осоково-сфагновое	7,72	4,27	5	8,76	2,05	1,64
5	Березовое вахтово-осоково-сфагновое	7,03	4,62	5	8,77	4,41	3,07
6	Сосново-березовое кустарничково-вахтовое	7,31	4,67	5,62	9,08	3,56	2,5
	Коэффициент корреляции Спирмена	0,88	0,62	0,83	0,26	0,79	0,92

Примечание: шкалы Г. Эллэнберга: L<sub>E</sub> – светолюбия, T<sub>E</sub> – температуры, K<sub>E</sub> – континентальности, F<sub>E</sub> – увлажнения почв, R<sub>E</sub> – кислотности почв, N<sub>E</sub> – богатства почв элементами минерального питания.

Table 5

**Ecological parameters of bog habitats (Ellenberg scale) and the correlation with peat depths**

№ SA	Vegetation community	L <sub>E</sub>	T <sub>E</sub>	K <sub>E</sub>	F <sub>E</sub>	R <sub>E</sub>	N <sub>E</sub>
1	Pine-cottongrass-dwarf shrub-sphagnum	7,47	4,2	5,52	8,84	2,74	2,15
2	Pine- dwarf shrub-sphagnum	6,61	4,2	6,2	8,13	1,84	1,84
3	Birch-menyanthes-sphagnum	7,49	4,9	5	8,91	3,95	3,06
4	Pine-dwarf shrub- sedge-sphagnum	7,72	4,27	5	8,76	2,05	1,64
5	Birch-menyanthes-sedge-sphagnum	7,03	4,62	5	8,77	4,41	3,07
6	Pine-birch -dwarf shrub-menyanthes-sphagnum	7,31	4,67	5,62	9,08	3,56	2,5
	Spearman's rank correlation coefficient	0,88	0,62	0,83	0,26	0,79	0,92

Note: G. Ellenberg's scale: L<sub>E</sub> – light, T<sub>E</sub> – temperature, K<sub>E</sub> – continentality, F<sub>E</sub> – moisture, R<sub>E</sub> – reaction, N<sub>E</sub> – nutrient.

По показателям шкал Ландольта (табл. 6 / table 6) так же прослеживаются различия между сосново-кустарничково-сфагновыми и пушистоберезовыми вахтово-сфагновыми сообществами. Значения шкал свидетельствуют, что сосново-кустарничково-сфагновые сообщества образуют растения более холодного и континентального климата, а также, что эти сообщества формируются на более кислых и менее богатых минералами участках. Кроме того, этот тип сообществ образуют растения с большими требованиями к содержанию гумуса или торфа в субстрате. Характеристики пробной площади № 2 с сосново-кустарничково-сфагновым сообществом, как и по по-

казателям шкал Элленберга, выделяются среди всех более низкими значениями увлажнения, кислотности, температуры, а также более высокими показателями континентальности и гранулометрического состава.

Корреляционный анализ экологических параметров по шкалам Ландольта с глубинами торфа свидетельствует о гораздо меньшей тесноте связи, чем тот же анализ с показателями шкал Элленберга. Так, тесная связь экологических характеристик и глубины торфа не была выявлена совсем. Степень связанности показателей гумусированности почв, светолюбия, температуры, континентальности с мощностью торфяного пласта отмечена лишь умеренная.

Таблица 6

**Экологические параметры местообитаний растительных сообществ по шкалам Ландольта и их связь с глубинами торфа**

№ ПП	Сообщество	F <sub>L</sub>	R <sub>L</sub>	N <sub>L</sub>	H <sub>L</sub>	D <sub>L</sub>	L <sub>L</sub>	T <sub>L</sub>	K <sub>L</sub>
1	Сосново-пушицево-кустарничково-сфагновое	4,37	1,7	1,72	5	1	3,95	3,05	3
2	Сосново-кустарничково-сфагновое	3,97	1	1,75	5	1,25	3,7	2,95	3,4
3	Пушистоберезовое вахтово-сфагновое	4,31	2,57	2,15	4,79	1,21	3,8	3,22	2,8
4	Сосновое кустарничково-осоково-сфагновое	4,41	1,52	1,48	5	1	4	3,02	3,04
5	Березовое вахтово-осоково-сфагновое	4,27	2,43	2,17	4,69	1,12	3,75	3,28	2,86
6	Сосново-березовое кустарничково-вахтовое	4,42	2,45	1,85	4,82	1,18	3,85	3,27	2,62
	Коэффициент корреляции Спирмена	0,09	- 0,17	-0,21	0,50	0,10	0,62	0,41	0,43

Примечание: шкалы Е. Ландольта: F<sub>L</sub> – увлажнения почвы, R<sub>L</sub> – кислотности почвы, N<sub>L</sub> – богатства почвы элементами минерального питания, H<sub>L</sub> – гумусированности почвы, D<sub>L</sub> – гранулометрического состава почвы (дефицита аэрации), L<sub>L</sub> – светолюбия, T<sub>L</sub> – температуры, K<sub>L</sub> – континентальности.

Table 6

**Ecological parameters of bog habitats (Landolt scale) and the correlation with peat depths**

№ SA	Vegetation community	F <sub>L</sub>	R <sub>L</sub>	N <sub>L</sub>	H <sub>L</sub>	D <sub>L</sub>	L <sub>L</sub>	T <sub>L</sub>	K <sub>L</sub>
1	Pine-cottongrass-dwarf shrub-sphagnum	4,37	1,7	1,72	5	1	3,95	3,05	3
2	Pine- dwarf shrub-sphagnum	3,97	1	1,75	5	1,25	3,7	2,95	3,4
3	Birch-menyanthes-sphagnum	4,31	2,57	2,15	4,79	1,21	3,8	3,22	2,8
4	Pine-dwarf shrub-sedge-sphagnum	4,41	1,52	1,48	5	1	4	3,02	3,04
5	Birch-menyanthes-sedge-sphagnum	4,27	2,43	2,17	4,69	1,12	3,75	3,28	2,86
6	Pine-birch-dwarf shrub-menyanthes-sphagnum	4,42	2,45	1,85	4,82	1,18	3,85	3,27	2,62
	Spearman's rank correlation coefficient	0,09	- 0,17	-0,21	0,50	0,10	0,62	0,41	0,43

Note: E. Landolt's scale: F<sub>L</sub> – moisture, R<sub>L</sub> – soil reaction, N<sub>L</sub> – nutrient, H<sub>L</sub> – soil humidity, D<sub>L</sub> – dispersion, L<sub>L</sub> – light, T<sub>L</sub> – temperature, K<sub>L</sub> – continentality.

### Дискуссия

Пространственная тактика измерения глубин торфяников. На сегодняшний день, при поисково-оценочных работах, используется метод замеров торфяной толщи с применением приборов – русского бура или торфяного шупа, по системе, состоящей из одного магистрального хода и нескольких поперечников [11, 18]. Число поперечников, а также шаг между точками замеров, определяется исходя из площади болота. Например, для Белого болота (113 га в границах распространения промышленной глубины торфяной залежи), при использовании такого подхода, объем промеров составил бы 1 магистральный ход и 3 поперечника, а расстояние между точками промеров –

100 метров. Поскольку обследованное болото имеет неправильную форму (как и значительная часть болот вообще), использование такой тактики привело бы к тому, что значительные участки болота остались неизмеренными. Следовательно, возросла бы погрешность, особенно в периферийных частях. Вероятно, вышеописанный метод [11, 18] лучше подходит для существенно более крупных болот, где большая часть торфяника приходится на некий центральный массив или массивы, а также для случаев, когда время обследования сильно ограничено.

Использованная нами тактика измерений, предполагает выбор мест промеров по регулярной сетке. Такой подход соотносится с изучением геометрических

параметров болотных участков путем применения геофизических методов – использование георадаров [12,28]. Одна из основных задач таких методов – осуществить замеры на всей поверхности исследуемого объекта последовательно и с определенным шагом. С нашей точки зрения выбранная тактика замеров глубин лучше подходит для небольших болот неправильной формы.

**Частота замеров глубин торфяника и затраты времени.** Осуществление промеров мощности торфяной залежи в полевых условиях – трудоемкий процесс. Одно из основных ограничений для таких исследований почти всегда – время. В зависимости от площади и формы болота, а также ожидаемого результата необходимо тщательно подходить к выбору маршрутной сетки промеров.

Для создания некоторого представления о затратах времени на измерения мощности торфяной залежи подготовлена соответствующая таблица (табл.7 / table 7). Таблица подготовлена для трёх вариантов маршрутных сеток разной размерности. Расчет выполнен для Белого болота (площадь 120,6 га) и условного болота правильной (прямоугольной) формы с площадью 1000 га. Расчеты времени основывались на длине рабочего дня, установленной на законодательном уровне в Российской Федерации – не более 40 часов в неделю или 8 часов в день [23]. Время, потраченное на промеры мощности и преодоление маршрута, рассчитано с учетом собственного опыта полевых работ.

Таблица 7

### Трудоемкость измерения мощности торфяной залежи болот торфяным щупом

Параметры трудоемкости измерений	Болото 1 (площадь 120,6 га)			Болото 2 (площадь 1000 га)		
	<i>Маршрутная сетка</i>			<i>Маршрутная сетка</i>		
	<b>100x100 м</b>	<b>150x150 м</b>	<b>200x200 м</b>	<b>100x100 м</b>	<b>150x150 м</b>	<b>200x200 м</b>
Кол-во точек измерения глубин, шт	109	48	31	1000	459	260
Примерная длина маршрута, км	12,8	10,9	7,6	100,1	68,7	52,1
Время, потраченное на измерение мощности торфяника*, ч	7,3	3,2	2,1	66,7	30,6	17,3
Время, потраченное на преодоление маршрута, ч	4,5	3,8	2,7	34,8	23,9	18,1
<b>Затраты времени всего, ч</b>	<b>11,8</b>	<b>7</b>	<b>4,8</b>	<b>101,5</b>	<b>54,5</b>	<b>35,4</b>
Трудозатраты, рабочих дней**	2	1	1	13	7	5

\*В среднем, время, потраченное на один промер – 4 минуты, включая накручивание и скручивание секций торфяного щупа, попадание возможных препятствий (остатки деревьев в торфяной толще), запись результатов в полевой журнал.

\*\* На территории Российской Федерации норма рабочего времени – 8-часовой рабочий день [23].

Table 7

### Labor intensity of peat deposits measuring thickness by hand tester

	Bog 1 (area 120,6 ha)			Bog 2 (area 1000 ha)		
	<i>Grid cell of measurement</i>			<i>Grid cell of measurement</i>		
	<b>100x100 m</b>	<b>150x150 m</b>	<b>200x200 m</b>	<b>100x100 m</b>	<b>150x150 m</b>	<b>200x200 m</b>
Number of measurement points, pcs.	109	48	31	1000	459	260
Approximate route length, km	12,85	10,94	7,68	100,1	68,76	52,13
Time spent on measuring thickness of peat *, h	7,3	3,2	2,1	66,7	30,6	17,3
Time spent on the route, h	4,5	3,8	2,7	34,8	23,9	18,1
<b>Total time, h</b>	<b>11,8</b>	<b>7</b>	<b>4,8</b>	<b>101,5</b>	<b>54,5</b>	<b>35,4</b>
Total time, working days**	2	1	1	13	7	5

\* On average, the time spent on one measurement is 4 minutes, including twisting and twisting sections of the peat probe, hitting possible obstacles (tree remains in the peat mass), making entries in the field log.

\*\* On the territory of the Russian Federation, the working time norm is an 8-hour working day.

Общая продолжительность полевых работ настоящего исследования была ограничена. Поэтому частота промеров глубин, должна была позволить провести весь комплекс работ за 1 рабочий день. Такому условию удовлетворяла сетка с шагом в 150 м.

При сетке с шагом в 100 м на промеры потребовалось бы 2 рабочих дня. При сетке с шагом 200 м, модель имела бы большую погрешность, поскольку болото неправильной формы, многие краевые участки

остались бы неизмеренными. Расчеты показали, что для подобных исследований на болотах с площадью около 1 тыс. га, требуется проведение исследований, длительностью не менее 5 (а лучше 7-13) рабочих дней.

**Палеоэкологические перспективы исследования.** Несмотря на достаточно активное развитие работ по изучению палеоархивов региона за последние 10 лет, общий объем прямых знаний об экологической обста-

новке Пермского Прикамья в голоцене остается сравнительно небольшим. Существенно большей степенью палеоэкологической изученности отличаются Приполярный Урал, восточный склон Среднего Урала и Южный Урал.

В пермской части Предуралья относительно изученными можно считать два района: Верхнекамье от г. Соликамска до пос. Гайны, а также район центрального и юго-восточного Прикамья.

По Верхнекамскому району опубликованы результаты исследования седиментационных комплексов почти более чем десятку мест, в основном вдоль долины Камы [6,13,14]. Для второго района отобрано, проанализировано или находится в стадии обработки 10 колонок торфа и озёрных отложений. По части из них, данные опубликованы [27,34].

Одной из наименее изученных наряду с горной частью и большей частью северо-запада Прикамья, остается южная и юго-западная подтаежная часть пермского Предуралья. В этой связи выбор Белого болота, которое находится в 35-40 км западнее окраины Кунгурской лесостепи (юго-восток региона), в качестве объекта исследования, представляется актуальным. В том числе и для получения новых палеоэкологических данных.

Помимо палинологических сведений, дающих прямую основу для реконструкции растительного покрова прошлого, ценным представляется и изучение динамики накопления углерода. Анализ изменений этого параметра интересен как сам по себе, с точки зрения биогеохимии, так и в связи с его корреляцией с климатическими условиями. В том числе, в связи с современным изменением климата.

Кроме описанных в нашей статье измерений глубины торфяного пласта и обследований растительности, во время полевых работ был также проведён отбор торфяной колонки. Её глубина, вплоть до минерального водоупора из глин, составила 445 см. В настоящее время, проводится лабораторное определение содержания биогенного углерода (потери при прокаливании при температуре 550°C). Пробы для этого параметра отбираются с каждого сантиметра по всей глубине колонки. Отобраны образцы на палинологическое обследование и радиоуглеродное датирование, собраны растительные макроостатки. Результаты этой работы необходимо сравнить со сведениями, полученными с ближайших палеоархивов, по которым такие работы проведены или проводятся сейчас. К ним относятся: Пальтинское болото (на севере), Вяткинское, Круглое, Осинное озеро (на северо-востоке), Уинское и Воскресенское болото (на востоке).

Дискуссия о связи мощности торфяника и экологических характеристик местообитаний болотных сообществ. Постоянное закономерное взаимодействие внутри болотных экосистем позволяет предполагать возможность использования растительности для индикации характера и мощности торфяной залежи. Результаты корреляционного анализа продемонстрировали наличие связи между экологическими параметрами фитоценозов и глубинами торфяной залежи. Важно отметить несогласованность между данными,

полученными с использованием двух разных экологических шкал. Вероятно, это связано с ограниченностью материала исследования. Целесообразно в будущем провести подобное исследование с описанием растительных сообществ в каждой точке промера глубин торфяника. Точность исследования может повысить определение и включение в анализ сфагновых мхов, что позволяет сделать программный продукт EcoScaleWin.

Известно, что экологические параметры и значимость фитоиндикаторов мощности торфяной залежи сильно варьируют в зависимости от географического положения болотных систем. Для Западной Сибири установлено [3], что среди фитоценозов олиготрофных типов достаточно надёжные индикаторы характера и мощности торфяных отложений – сосново-кустарничково-сфагновые, сосново-пушицево-сфагновые и сосново-осоково-сфагновые сообщества. Но в различных природных зонах, на болотах различных типов, и при разном пространственном положении внутри болот, подобные фитоценозы могут индцировать различную мощность торфяной залежи. Так, в южной половине подзоны западносибирской средней тайги, в центральных участках крупных болот, сосново-кустарничково-сфагновые фитоценозы – индикаторы залежи мощностью до 3,6 м. На окраинах крупных олиготрофных болот и в центральных участках небольших сравнительно молодых болот – мелкозалежных торфяных отложений со средней мощностью 1,0 м. В южной тайге в центральных участках болот сосново-кустарничково-сфагновые сообщества – индикаторы торфяников мощностью до 4,0 м. По периферии рямов средние мощности торфа под этими фитоценозами падают до 2,1 м. В подтайге такой тип сообществ индцирует залежи мощностью 4 м и более. В лесостепи центральные участки рямов, занятые сосново-кустарничково-сфагновыми сообществами, служат индикаторами залежи мощностью, колеблющейся в широких пределах 1,75–7,25 м [3].

В пределах Белого болота сосново-кустарничково-сфагновое сообщество расположено на окраине болота, на участке торфяника мощностью 2,69 м, что не соответствует среднему показателю мощности торфа для зоны подтайги в Западной Сибири, но укладывается в достаточно широкие рамки показателя средней мощности для зоны лесостепи.

Перспективно также определение факторов, определяющих пространственную структуру растительности торфяных болот с использованием экологических шкал и результатов химического анализа болотных вод. Исследование такого рода проведено для ключевых болот горно-таежного пояса Южного Урала, где в большинстве случаев результаты, полученные с использованием экологических шкал различных авторов, показали хорошую согласованность друг с другом и с данными аналогичных исследований, проведенных на территории Европы и Северной Америки [8]. Перспективным представляется проведение подобной серии обследований болот и в Пермском крае.

При обнаружении четкой взаимосвязи характера растительности, глубин торфяника, химического состава болотных вод возможна экстраполяция данных на торфяники соответствующих природных районов с использованием ГИС с целью мониторинга и прогнозирования состояния болотных экосистем. При этом идентификация типов болотных сообществ возможна путём дешифрирования разносезонных космических снимков по эталонным описанным участкам [9].

Ограничения настоящего исследования. Полученные данные имеют определенные ограничения по точности. Основными следует считать: используемые размеры сетки, а также вид подстилающих торфяник пород.

Для настоящей работы «шаг» измерений составлял 150 м. В случае повышения частоты «шага» сетки промеров глубин до 100 м, точность полученной 3D-модели торфяника была бы существенно выше. Одним из перспективных направлений работы может служить повторный промер глубин торфяного пласта Белого болота с размерностью сетки 100x100 м, и дальнейшее сравнение с данными, полученными по сетке 150x150 м. Это позволит численно установить коэффициент снижения точности 3D-модели в зависимости от размера ячейки в сетке промеров глубин.

Подстилающими породами торфяника на Белом болоте были глины. Граница между торфом и слоем глины не идентифицировалась щупом достаточно надежно из-за их мягкости. Поэтому определение глубин, по-видимому, давало некоторую положительную погрешность. Так, наибольшая глубина торфяника по измерениям щупа была 541 см. Глубина торфяной колонки в этой же точке показала, что торф залегает до 445 см, а ниже идет глина. По-видимому, для болот, где в роли подстилающих пород выступают отложения преимущественно более грубого механического состава, непроницаемые для металлического щупа (например, Уинское болото), такие погрешности будут не характерны.

#### **Заключение**

Объект исследования – Белое болото, сравнительно небольшое верховое болото, расположенное в Уинском районе Пермского края.

Для изучения мощности торфяного пласта проведен замер глубин в точках, равномерно распределенных по площади болота с интервалом 150 м. Полученные результаты позволяют обновить и уточнить фондовые данные геологической разведки 1969 г. Так, площадь болота составляет 1 205, 8 тыс. м<sup>2</sup>. Рассчитанная мощность торфяной толщи варьирует в пределах от 1,16 до 5,41 м. Средняя мощность – 3,51 м. Общий объем торфяной толщи составил 3,39 млн м<sup>3</sup>. Объем торфяной толщи, в пределах распространения промышленной мощности торфа – 3,37 млн м<sup>3</sup>. Рассчитанный объем с вычетом 1,4 м рыхлого полуразложившегося торфа, составил 2,09 млн м<sup>3</sup>.

Проведена оценка запаса торфа в торфяной залежи Белого болота. Общий запас торфа оценивается в 3,39 млн т – в сыром виде и 0,68 млн т – в сухом виде. Запас торфа в пределах промышленной мощности торфа оценивается в 3,37 млн т – в сыром виде и 0,67 млн т – в сухом виде. Запас торфа с учетом по-

правки в 1,4 м рыхлого слоя торфа оценивается в 2,09 млн т – в сыром виде и 0,42 млн т – в сухом виде.

Точность полученных данных ограничена размерностью сетки осуществления замеров мощности торфяной залежи, подстилающими породами торфяника, состоящими из глин, а также небольшим количеством собранных материалов геоботанических описаний.

Рассчитанные данные о затратах времени на измерения мощности торфяной залежи Белого болота показали, что при сетке 150x150 м получаются достаточно точные данные, на получение которых, требуется 1 рабочий день.

Также расчеты показали, что для подобных исследований на болотах с площадью около 1 тыс. га, требуется проведение работ, длительностью не менее 5 (а лучше 7–13) рабочих дней.

В ходе геоботанического обследования Белого болота описаны различные вариации сосново-кустарничково-сфагновых и пушистоберезовых вахтово-сфагновых сообществ, зафиксированы места произрастания *Corallorhiza trifida* Chatel. и *Dactylorhiza maculate* (L.) Soo, занесенных в Приложение к Красной книге Пермского края (2018), в качестве видов, нуждающихся в особом внимании к их состоянию в природной среде.

Проведен эколого-ценотический анализ состава фитоценозов и фитоиндикационный анализ экотопов.

Эколого-ценотический анализ показал, что во всех растительных сообществах преобладают представители водно-болотной группы видов. Во всех сосново-кустарничково-сфагновых фитоценозах отсутствуют виды нитрофильной группы, а в двух из трех сообществ отсутствуют также бореальные виды. В пушистоберезовых вахтово-сфагновых сообществах представлены все эколого-ценотические группы, но из боровых видов в них распространена только *Pinus sylvestris* L.

Фитоиндикационный анализ с применением экологических шкал Элленберга и Ландольта выявил, что сосново-кустарничково-сфагновые сообщества формируют растения более прохладного климата, кроме того этот тип фитоценозов формируется на участках с более кислым субстратом и более бедных минералами. Показатели шкал Ландольта продемонстрировали также, что для местообитаний сосново-кустарничково-сфагновых сообществ характерны более высокие значения показателей континентальности климата и гумусированности почв. Согласно показателям шкал, как Элленберга, так и Ландольта, среди экотопов по своим характеристикам значительно выделяется сосново-кустарничково-сфагновое сообщество, сформировавшееся на торфяной толще с мощностью 2,69 м. Для него характерны значительно более низкие значения показателей увлаженности и кислотности почв, а также самый высокий показатель континентальности климата. Экотоп этого сообщества также отличается более низкими показателями освещенности согласно шкале Элленберга, температуры согласно шкале Ландольта, более высокими показателями гранулометрического состава (субстрат состоит из более мелких частиц относительно других местообитаний) по шкале Ландольта.

Впервые для Пермского Прикамья выполнен корреляционный анализ связи между эколого-ценотическим составом сообществ, экологическими параметрами болотных местообитаний и глубинами торфяной залежи. Выявлена высокая теснота связи между долей представителей водно-болотной эколого-ценотической группы в сообществах и мощностью торфяных отложений. Также коэффициент корреляции свидетельствует о наличии высокой тесноты связи между глубинами торфа и показателями шкал светлюбия, континентальности, кислотности и богатства почв элементами минерального питания Элленберга. Тот же анализ, проведенный со значениями показателей шкал Ландольта, демонстрирует гораздо меньшую тесноту связи. Была отмечена лишь умеренная степень связанности показателей гумусированности почв, светлюбия, температуры, континентальности с мощностью торфяного пласта.

Использование двух различных экологических шкал для оценки параметров экотопов выявило несогласованность между ними. Из-за ограниченности материалов полевого обследования полученные результаты следует считать предварительными.

Как показали фитоиндикационные исследования в Западной Сибири, одним из надёжных индикаторов мощности торфяных залежей являются сосново-кустарничково-сфагновые сообщества. Но в различных природных зонах подобные фитоценозы могут индексировать различную глубину торфяных отложе-

ний. В пределах Белого болота сосново-кустарничково-сфагновое сообщество расположено на участке торфяника мощностью 2,69 м, что не соответствует среднему показателю мощности торфа для зоны подтайги в Западной Сибири, но входит в достаточно широкие рамки показателя средней мощности для зоны лесостепи.

Проведение исследований, выявляющих характер взаимосвязи растительности, глубин торфяных отложений, химического состава болотных вод перспективно для серии болот Пермского края, поскольку сделает возможным поиск региональных и зональных закономерностей пространственной структуры болотной растительности. А выявленный в ходе исследования фитоиндикационный сигнал в дальнейшем целесообразно использовать для целей экологического мониторинга.

#### Благодарности

Авторы выражают благодарность Д.Е. Сивкову за помощь в проведении полевых работ и ассистенту кафедры геоинформационных систем ПГНИУ – А.В. Тарасову за методическую помощь в геоинформационной обработке данных. Авторы признательны П.Ю. Санникову за организацию полевых работ и всесторонние консультации в ходе подготовки публикации. Часть полевых и камеральных работ была профинансирована из средств научных фондов: РФФИ (проект 19-78-10050) и DFG (проект SH836/3-1).

#### Список использованной литературы

1. Базовые картографические векторные данные на территорию Пермского края. Проект OpenStreet-Map [Электронный ресурс]. URL: <https://data.nextgis.com/ru/> (дата обращения: 14.03.2021).
2. Бернатонис В.К., Кудашев И. Г. Совершенствование методики оконтуривания и подсчета запасов месторождений торфа // Известия ТПУ. Инжиниринг георесурсов, 304(1), 2001. С.148-154.
3. Болотные системы Западной Сибири и их природоохранное значение / под ред. В.Б. Куваева. Тула: Гриф и К, 2001. 584 с.
4. Гетманец И.А. Фитоиндикация экологических режимов местообитаний сфагнофилов рода *Salix* L. На Южном Урале и адаптивные черты их биоморф // Вестник Челябинского государственного педагогического университета. 2010. № 10. С. 318–324.
5. Грохлина Т.И., Ханина Л.Г. Автоматизация обработки геоботанических описаний по экологическим шкалам // Принципы и способы сохранения биоразнообразия: сб. материалов II Всероссийской научной конференции. Йошкар-Ола, 28-31 января 2006 г. / отв. ред. Л.А. Жукова. Йошкар-Ола: Марийский государственный университет, 2006. С. 87–89.
6. Зарецкая Н.Е., Лычагина Е.Л., Лаптева Е.Г., Трофимова С.С., Чернов А.В. Пойма Камы: реконструкция среды обитания древних и средневековых сообществ среднего Предуралья // Российская археология. 2020. № 1. С. 44-59. DOI: 10.31857/S086960630008253-7.
7. Зубкова Е.В., Ханина Л.Г., Грохлина Т.И., Дорогова Ю.А. Компьютерная обработка геоботанических описаний по экологическим шкалам с помощью

программы EcoScaleWin: учебное пособие. Йошкар-Ола: МарГУ, 2008. 96 с.

8. Ивченко Т.Г., Знаменский С.Р. Экологическая структура растительных сообществ ключевых болот горно-таежного пояса Южного Урала // Экология. 2016. № 5. С. 346–352. DOI: 10.7868/S0367059716050048.

9. Ивченко Т.Г., Макарова М.А. Использование ГИС технологий в природоохранных целях (на примере болотных экосистем Южно-Уральского региона) // Современные проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды на пространстве СНГ: сб. тезисов Международной научно-практической конференции, посвященной 90-летию Российского государственного гидрометеорологического университета. Санкт-Петербург, 22–24 октября 2020 г. Санкт-Петербург: Российский государственный гидрометеорологический университет, 2020. С. 510-511.

10. Иллюстрированный определитель растений Пермского края / под ред. С.А. Овеснова и др. Пермь: Кн. мир, 2007. 743 с.

11. Инструкция к проведению поисковых и поисково-оценочных работ на торф / В.Д. Марков, Л.С. Михантьева, В.Г. Матухина и др.; отв. ред. В.П. Данилов. Новосибирск: СНИИГГиМС, 1994. 53 с.

12. Клоков А.В., Запасной А.С., Мироньев А.С., Дюкарев Е.А., Смирнов С.В., Шипилова С.С. Геолокация торфяников // 26-я Международная Крымская конференция «СВЧ-техника и телекоммуникационные технологии». (КрыМиКо 2016). Москва; Минск; Севастополь, 2016. С. 2439–2445.

13. Лаптева Е.Г., Зарецкая Н.Е., Косинцев П.А., Лычагина Е.Л., Чернов А.В. Первые данные о динами-

ке растительности Верхнего Прикамья в среднем и позднем голоцене // Экология. 2017. № 4. С. 267–276. DOI: 10.7868/S0367059717040096.

14. Лычагина Е.Л., Демаков Д.А., Чернов А.В., Зарецкая Н.Е., Копытов С.В., Лантева Е.Г., Трофимова С.С. Среда обитания древнего человека в бассейне верхней Камы: опыт реконструкции // Вестник археологии, антропологии и этнографии. 2021. № 1 (52). С. 5–19. DOI: 10.20874/2071-0437-2021-52-1-1.

15. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Фитоценология: принципы и методы. М.: Наука, 1978. 212 с.

16. Овеснов С.А. Местная флора Пермского края и ее анализ. Пермь: Перм. гос. ун-т., 2009. 215 с.

17. Овеснов С.А., Ефимик Е.Г. Биоразнообразие и экология высших растений: учебное пособие по учебной практике. Пермь: Перм. гос. ун-т., 2009. 131 с.

18. Отчет об использовании финансовых средств на целевую финансовую поддержку стационара Васюганье / Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН; Руководитель Е. А. Головацкая и др. Томск, 2011. 10 с.

19. Приказ Министерства природных ресурсов, лесного хозяйства и экологии Пермского края № СЭД-30-01-02-1571 от 16.10.2017 г «Об утверждении Перечней объектов животного и растительного мира Красной книги Пермского края».

20. Санников П.Ю. Белое болото // Атлас особо охраняемых природных территорий Пермского края / под ред. С.А. Бузмакова. Пермь: Астер, 2017. С. 374.

21. Сивков Д.Е. Создание геоинформационной базы данных «Торфяные болота Пермского края» // Биологическое разнообразие – основа устойчивого развития. Материалы международной научно-практической конференции. 2019. С. 154–160.

22. Торфяные месторождения Пермской области / под ред. Г.Н. Верхоярова. М.: Геолторфразведка. 1976. 403 с.

23. Трудовой кодекс Российской Федерации: Федеральный закон от 30 декабря 2001 г. № 197-ФЗ.

24. Уланова Н.Г. Математические методы в геоботанике. М.: Изд-во МГУ, 1995.

25. Ханина Л.Г., Заугольнова Л.Б., Смирнова О.В., Шовкун М.М., Глухова Е.М. Флора сосудистых растений Центральной России. Режим доступа: <https://www.impb.ru/eco/> (дата обращения: 24.02.21).

26. Шенников А.П. Введение в геоботанику. Л.: Изд-во ЛГУ, 1964. 447 с.

27. Шумиловских Л.С., Санников П.Ю. История Кунгурской лесостепи в голоцене: проблематика, подходы и первые результаты // Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия Естественные науки. 2018. Т. 42 (4). С. 487–496. DOI: 10.18413/2075-4671-2018-42-4-487-496

28. Corradini, E., Eriksen, B.V., Mortensen, M.F., Nielsen, M.K., Thorwart, M., Krüger, S., Wilken, D., Pickartz, N., Panning, D., Rabbel, W. Investigating lake sediments and peat deposits with geophysical methods - A case study from a kettle hole at the Late Palaeolithic site of Tyrsted, Denmark (2020) Quaternary International, Vol. 558. Pp. 89–106.

29. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa // Scripta Geobotanica. 1991. Vol. 18. S. 1–248.

30. Landolt E. Okologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veroff. Geobot // Inst. ETH Zurich. 1977. H. 64. Pp. 1–208.

31. Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation / Joosten H., Tanneberger F., Moen A., editors. Schweizerbart Science Publishers, 2017. 780 p.

32. Mukul, M., Srivastava, V., Jade, S. et al. Uncertainties in the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Heights: Insights from the Indian Himalaya and Peninsula. Sci Rep 7, 41672 (2017).

33. Philip G. M., Watson D. F. A Precise Method for Determining Contoured Surfaces / Australian Petroleum Exploration Association Journal 22, 1982. С. 205–212.

34. Shumilovskikh L.S., Schmidt M., Pereskokov M., Sannikov P. Postglacial history of East European boreal forests in the mid-Kama region, pre-Urals, Russia // Boreas. 2020. Vol. 49, Iss. 3. P. 526–543. DOI: 10.1111/bor.12436

35. Watson D. F., Philip G. M., A Refinement of Inverse Distance Weighted Interpolation // Geoprocessing 2, 1985. Pp. 315–327.

36. Wood J., Fisher P. Assessing interpolation accuracy in Elevation Models// IEEE Computer Graphics and Applications, 1993. Vol. 13(2). Pp. 48–56.

## References

1. Basic cartographic vector data on the territory of the Perm Territory. OpenStreetMap Project Available from: <https://data.nextgis.com/ru/> [Accessed 14th Marth 2021].

2. Bernatonis, V. K., & Kudashev, I. G. (2001) *Sovershenstvovanie metodiki okonturivaniya i podscheta zapasov mestorozhdenij torfa* [Improving the methodology for delineating and calculating reserves of peat deposits]. *Izvestija TPU*. Vol. 304 (1), Pp. 148–154. (in Russian).

3. Kuvaev, V. B. (ed.) (2001) *Bolotnye sistemy Zapadnoj Sibiri i ih prirodoohrannoe znachenie* [Swamp systems of Western Siberia and their nature conservation value]. Tula, Grif i K. (in Russian).

4. Getmanets, I. A. (2010) Ecotope ecological conditions phytoindication of *Salix L. sphagna* in the South Ural and adaptive features of their biomorphes. *Vestnik Cheljabinskogo gosudarstvennogo pedagogicheskogo universiteta*. Vol. 10. Pp. 318–324. (in Russian)

5. Grohlina, T. I., & Hanina, L. G. (2006) Automation of processing of geobotanical descriptions on ecological scales. In: *Zhukova, L. A. (ed.) Principles and methods of biodiversity conservation: collection of articles. materials of the II All-Russian Scientific Conference, 28–31 January 2006, Joshkar-Ola, Russia. Joshkar-Ola, Marijskij gosudarstvennyj universitet*. Pp. 87–89. (in Russian).

6. Zareckaja, N. E. & Lychagina, E. L. & Lapteva, E. G. & Trofimova, S. S. & Chernov, A. V. (2020) *Pojma Kamy: rekonstrukcija sredy obitanija drevnih i srednevekovyh soobshhestv srednego Predural'ja* [Floodplain of the Kama: Reconstruction of the Habitat of Ancient

- and Medieval Communities of the Middle Urals]. *Rossijskaja arheologija*. Vol. 1. Pp. 44-59 (in Russian) – DOI: 10.31857/S086960630008253-7.
7. Zubkova, E. V. & Hanina, L. G. & Grohlina, T. I. & Dorogova, Ju. A. (2008) *Komp'juternaja obrabotka geobotanicheskih opisaniy po jekologicheskim shkalam s pomoshh'ju programmy EcoScaleWin* [Computer processing of geobotanical descriptions on ecological scales using the EcoScaleWin program]. Joshkar-Ola, Marijskij gosudarstvennyj universitet. (in Russian)
8. Ivchenko, T. G. & Znamenskij, S. R. (2016) Jekologicheskaja struktura rastitel'nyh soobshhestv kljuchevyh bolot gorno-taezhnogo pojasa Juzhnogo Urala [Ecological structure of plant communities in key bogs of the mountain-taiga belt of the Southern Urals]. *Ecology*. Vol. 5. Pp. 346–352. (in Russian). DOI 10.7868/S0367059716050048.
9. Ivchenko, T. G. & Makarova, M. A. (2020) The use of GIS technologies for nature conservation purposes (on the example of bog ecosystems of the South Ural region) In: Modern problems of hydrometeorology and environmental monitoring in the CIS. A collection of abstracts of the International Scientific and Practical Conference dedicated to the 90th anniversary of the Russian State Hydrometeorological Universit, 22–24 October 2020, Sankt-Peterburg, Russia. Sankt-Peterburg, Rossijskij gosudarstvennyj gidrometeorologicheskij universitet, pp. 510–511. (in Russian).
10. Ovesnov, S. A. (eds.) (2007) *Illjustrirovannyj opredelitel' rastenij Permskogo kraja* [Illustrated guide to plants of the Perm region]. Perm, Kn. Mir. (in Russian).
11. Markov, V. D. & Mihant'eva, L. S. & Matuhina, V.G. & Danilov, V.P. (eds.) (1994) *Instrukcija k provedeniju poiskovyh i poiskovo-ocenochnyh rabot na torf* [Instructions for conducting prospecting and prospecting and appraisal work on peat]. Novosibirsk: SNIIGGiMS.
12. Klokov, A. V. & Zapasnoj, A. S. & Miron'chev, A. S. & Djukarev, E. A. & Smirnov, S. V. & Shipilova S. S. (2016) Geolocation of peatlands In: 26th International Crimean Conference "Microwave and Telecommunication Technologies", Moscow; Minsk; Sevastopol. Pp. 2439-2445. (in Russian).
13. Lapteva, E. G. & Zareckaja, N. E. & Kosincev, P. A. & Lychagina, E. L. & Chernov, A. V. (2017) Pervye dannye o dinamike rastitel'nosti Verhnego Prikam'ja v srednem i pozdnem golocene [The first data on the dynamics of vegetation of the Upper Kama region in the Middle and Late Holocene]. *Ecology*. Vol. 4. Pp. 267–276. (in Russian). DOI: 10.7868/S0367059717040096.
14. Lychagina, E. L. & Demakov, D. A. & Chernov, A. V. & Zareckaja, N. E. & Kopytov, S. V. & Lapteva, E. G. & Trofimova S. S. (2021) Sreda obitaniya drevnego cheloveka v bassejne verhnjej Kamy: opyt rekonstrukcii [The habitat of an ancient man in the upper Kama: an experience of reconstruction]. *Vestnik arheologii, antropologii i jetnografii*. Vol. 52. Pp. 5–19. (in Russian) DOI: 10.20874/2071-0437-2021-52-1-1.
15. Mirkin, B. M. & Rozenberg, G. S. (1978) *Fitocenologija: principy i metody* [Phytocenology: principles and methods]. Moscow, Nauka. (in Russian).
16. Ovesnov, S. A. (2009) *Mestnaja flora Permskogo kraja i ee analiz* [Local flora of the Perm region and its analysis]. Perm, Perm gos. un-t. (in Russian).
17. Ovesnov, S. A. & Efimik E. G. (2009) *Bioraznobrazie i jekologija vysshih rastenij* [Biodiversity and ecology of higher plants]. Perm, Perm gos. un-t. (in Russian).
18. Golovackaja, E. A. (ed.) (2011) *Otchet ob ispol'zovanii finansovyh sredstv na celevuju finansovuju podderzhku stacionara Vasjugan'e* [Report on the use of funds for targeted financial support of the Vasyugane hospital]. Tomsk. Institut monitoringa klimaticheskikh i jekologicheskikh sistem SO RAN (in Russian).
19. Prikaz Ministerstva prirodnyh resursov, lesnogo hozjajstva i jekologii Permskogo kraja № SJeD-30-01-02-1571 ot 16.10.2017 g «Ob utverzhenii Perechnej obektov zhivotnogo i rastitel'nogo mira Krasnoj knigi Permskogo kraja». (in Russian).
20. Sannikov, P. Ju. (2017) Beloe boloto [Beloe swamp]. In: Buzmakov, S. A. (ed.) *Atlas osobo ohranjaemyh prirodnyh territorij Permskogo kraja* [Atlas of protected areas of the Perm region]. Perm, Russia, Asster. P. 374. (in Russian)
21. Sivkov, D. E. (2019) Creation of a geoinformation database «Peat bogs of the Perm region» In: Biological diversity is the foundation of sustainable development. Materials of the international scientific and practical conference. Pp. 154–160. (in Russian).
22. Verhojarov, G.N. (ed.) (1976) *Torffjanye mestorozhdenija Permskoj oblasti* [Peat deposits of the Perm region]. Moscow. Geoltorfrazvedka (in Russian)
23. Trudovoj kodeks Rossijskoj Federacii, Federal'nyj zakon ot 30 dekabrya 2001 g. № 197-FZ. (in Russian).
24. Ulanova, N. G. (1995) *Matematicheskie metody v geobotanike* [Mathematical Methods in Geobotany]. Moscow, MGU. (in Russian)
25. Khanina, L. G. & Zaugolnova, L. B. & Smirnova, O. V. & Shovkun, M. M. & Glukhova, E. M. Flora of vascular plants in the Central European Russia. Available from: <https://www.impb.ru/eco/> [[Accessed 24th February 2021].
26. Shennikov, A. P. (1964) *Vvedenie v geobotaniku* [Introduction to Geobotany]. Leningrad, Izd-vo LGU. (in Russian).
27. Shumilovskih, L. S. & Sannikov, P. Ju. (2018) Istorija Kungurskoj lesostepi v golocene: problematika, podhody i pervye rezul'taty [History of the Kungur forest-steppe in the Holocene: problems, approaches and first results]. *Nauchnye vedomosti Belgorodskogo gosudarstvennogo universiteta. Serija Estestvennye nauki*. Vol. 42(4). Pp. 487–496. (in Russian) – DOI 10.18413/2075-4671-2018-42-4-487-496.
28. Corradini, E., & Eriksen, B. V., & Mortensen, M. F., & Nielsen, M. K., & Thorwart, M., Krüger, S., & Wilken, D., & Pickartz, N., & Panning, D., & Rabbel, W. Investigating lake sediments and peat deposits with geophysical methods - A case study from a kettle hole at the Late Palaeolithic site of Tyrsted, Denmark (2020) *Quaternary International*, Vol. 558. Pp. 89–106.
29. Ellenberg, H., & Weber, H. E., & Düll, R. & Wirth, V., & Werner W., & Paulißen D. (1991) *Zei-*

gerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*. Vol. 18. Pp. 248. (in German).

30. Landolt, E. (1977) Okologische Zeigerwerte zur Sweizer Flora. *Veroff. Geobot. Inst. ETH Zurich*. H. 64, 1-208. (in German).

31. Joosten, H. & Tanneberger, F. & Moen, A. editors. (2017) *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation*. Schweizerbart Science Publishers.

32. Mukul, M. & Srivastava, V. & Jade, S. (2017) Uncertainties in the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Heights: Insights from the Indian Himalaya and Peninsula. *Sci Rep*. Vol. 7. P. 41672. DOI 10.1038/srep41672.

33. Philip, G. M. & Watson, D. F. (1982) A Precise Method for Determining Contoured Surfaces. *Australian Petroleum Exploration Association Journal*. Vol. (22). Pp. 205–212.

34. Shumilovskikh, L. S. & Schmidt, M. & Pereskov, M. & Sannikov P. (2020) Postglacial history of East European boreal forests in the mid-Kama region, pre-Urals, Russia. *Boreas*. Vol. 49 (3). Pp. 526–543. DOI 10.1111/bor.12436.

35. Watson, D. F. & Philip, G. M. & (1985) A Refinement of Inverse Distance Weighted Interpolation. *Geoprocessing*. Vol. 2. Pp. 315–327.

36. Wood, J. & Fisher, P. (1993) Assessing interpolation accuracy in Elevation Models. *IEEE Computer Graphics and Applications*. Vol. 13(2). Pp. 48–56.

Дата поступления в редакцию: 12.04.2021

Дата рецензирования: 17.04.2021

Дата принятия к публикации: 20.04.2021

**Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках:**

Абдулманова И.Ф., Игошева Е.А. Сопоставление параметров экотопов болотных фитоценозов и глубин торфяной залежи Белого болота (Пермский край, Россия) // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 48–64. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-48-64.

**Please cite this article in English as:**

Abdulmanova I.F., Igosheva E.A. Comparison of bog phytocenosis ecotopes parameters and peat deposit depths of the Beloe bog (Perm region, Russia). *Anthropogenic Transformation of Nature*. 2021. Vol. 7. No. 1. P. 48–64. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-48-64.

**Хаустов Александр Петрович**

Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Российский университет дружбы народов» 117198, г. Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6 e-mail [khaustov-ap@rudn.ru](mailto:khaustov-ap@rudn.ru)

**Редина Маргарита Михайловна**

Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Российский университет дружбы народов» 117198, г. Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6 e-mail [redina-mm@rudn.ru](mailto:redina-mm@rudn.ru)

**Aleksandr P. Khaustov**

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

**Margarita M. Redina**

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

### ОЦЕНКА ПИРОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ НА ОСНОВЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ МАРКЕРОВ ДЛЯ ЛОКАЛЬНОЙ МОДЕЛИ ТРАНСПОРТНОЙ НАГРУЗКИ

**Аннотация.** Выбор информативных индикаторов для локальных оценок транспортной нагрузки на городские почвенно-растительные системы – серьезная проблема сохранения зеленых насаждений. Рассматриваются пространственные вариации характеристик потоков маркерных соединений (полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), выступающих в роли геохимических маркеров), интегральной характеристики токсичности загрязнений почв, корней и надземных частей растений ТЕQ, а также величин индикаторных соотношений на основе концентраций ПАУ в средах. Объект локальных исследований – кампус РУДН (Москва, Россия) с прилегающей лесопарковой зоной. Территория находится в зоне влияния интенсивных транспортных потоков и испытывает интенсивную нагрузку от выбросов. Состояние территории контролируется на 33 точках по уникальной программе мониторинга. Индикаторы загрязнения показали разную информативность для построения моделей транспортной нагрузки. Выявлены различные режимы загрязнения в 3 функциональных зонах территории; обоснованы зоны влияния основных источников загрязнения. Индикаторные соотношения подтвердили ведущий источник загрязнения – пирогенные выбросы транспорта, однако они в разной степени чувствительны к активности локальных источников загрязнений. Выявлены приоритетные пути поступления и накопления ПАУ в компонентах почвенно-растительной системы. Впервые установлена корреляционная связь ряда соотношений с показателями токсичности загрязнения полиаренами (ТЕQ).

**Ключевые слова:** почвенно-растительная система, геохимические маркеры, полициклические ароматические углеводороды, транспортная нагрузка, загрязнение

### ASSESSMENT OF THE PYROGENIC POLLUTION OF THE SOIL-PLANT SYSTEM ON THE BASE OF GEOCHEMICAL MARKERS FOR A LOCAL MODEL OF TRANSPORT PRESSURE

**Abstract.** The choice of informative indicators for local estimates of the transport pressure on urban soil-plant systems is a serious problem of preserving green spaces. The spatial variations of the characteristics of the flows of marker compounds (polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) acting as geochemical markers), the integral characteristics of the toxicity of soil pollutants, roots and aerial parts of plants TEQ, as well as the values of indicator ratios based on the concentrations of PAHs in the media are considered. The object of local research is the RUDN University campus (Moscow, Russia) with an adjacent forest park area. The territory is located in the zone of influence of heavy traffic flows and is experiencing an intense load from emissions. The state of the territory is monitored at 33 points according to a unique monitoring program. Pollution indicators showed different informativeness for constructing transport pressure models. Various modes of pollution in 3 functional zones of the territory are revealed; the zones of influence of the main sources of pollution are justified. The indicator ratios confirmed the leading source of pollution –pyrogenic emissions of transport, but they are to varying degrees sensitive to the activity of local pollution sources. Priority routes of PAH intake and accumulation in the components of the soil and plant system were identified. For the first time, a correlation between a number of ratios and indicators of polyarene contamination toxicity (TEQ) was established.

**Keywords:** soil-plant system, geochemical markers, polycyclic aromatic hydrocarbons, transport pressure, pollution

### Введение

Транспортное давление - превалирующий вид воздействия на городские экосистемы Московского мегаполиса, который, согласно официальным государственным отчетам, создает до 90% загрязнения воздуха и почвы [3]. Проблема состоит в том, что зачастую сложно разделить вклад конкретных источников в сложившееся состояние окружающей среды. Отсюда возникают трудности управления качеством городской среды и регулирования размещения зеленых насаждений и сроков реанимации почвенного покрова. В качестве выхода в разных источниках уже несколько десятилетий предлагается использование моделей на основе анализа распределения маркерных веществ. Это должны быть вещества, четко ассоциирующиеся с определенным источником либо видом воздействий. Желательно, чтобы они представляли также интерес с точки зрения биогеохимии и влияния на состояние живых организмов, а также отражали процессы миграции потоков веществ в компонентах экосистем при их взаимодействии. Вопросы токсичности техногенных соединений при таких оценках играют первостепенную роль. Этим требованиям во многом соответствуют полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) – высокотоксичные соединения, с подтвержденными канцерогенными и мутагенными эффектами, относительно устойчивые в окружающей среде. Начиная с первых публикаций в середине 60-х гг. XX века [8] эти соединения предлагается использовать для идентификации источников загрязнения окружающей среды, уточнения зон их влияния, определения возраста загрязнения, а также контроля потоков поллютантов между компонентами экосистем. В статье на основе специализированных моделей взаимодействия компонентов загрязненных систем предлагается рассматривать ухудшение состояния почвенно-растительных систем под воздействием выбросов выхлопных газов и твердых частиц от автотранспорта. Эффективность и фундаментальные преимущества таких моделей продемонстрированы исследовательскими группами [9, 10].

Акцент сделан на распределении ПАУ как маркеров, наиболее полно отражающих природные и антропогенные процессы в биосфере и динамику потоков вещества. Предлагается рассматривать не перемещение конкретных ПАУ, а пространственные вариации специальных коэффициентов – индикаторных соотношений на основе концентраций ПАУ, которые во многих исследованиях используются для идентификации источников эмиссий. Ранее нами были проведены такие оценки для нефтяных и угольных (пирогенных) загрязнений от различных источников. Была выявлена необходимость проверки репрезентативности и корректировки общепринятых значений индикаторных соотношений для исследования загрязненных природных и антропогенных объектов. Вариации соотношений во многом обусловлены разнообразием исходного материала (видами почв, растительности), условиями хранения и подготовкой проб для анализа, возрастом загрязнения, удаленностью от источника и другими обстоятельствами [1, 15, 16].

В настоящее время существует развитая методологическая база для применения индикаторных соотношений ПАУ к геохимическим процессам городской среде. Как правило, измерениями стараются охватить большие территории по какой-либо одной из сред: атмосфера, почвы, гидросфера, техноценозы и др. Редко применяются подходы, оценивающие динамическое состояние взаимодействующих компонентов городских экосистем. При этом подразумевается устойчивость их структурных состояний и возможность экстраполяции на сопредельные территории и временные интервалы. Это приводит к серьезным стратегическим просчетам и ошибкам.

Природные системы города крайне неоднородны и неравновесны, а пространственное распределение загрязняющих веществ характеризуется интенсивными стохастическими флуктуациями, которые трудно интерпретировать. Моделирование осложняется и тем, что компоненты экосистем характеризуются различными скоростями протекания процессов загрязнения и самоочищения. На них накладывается импульсное воздействие интенсивности выбросов транспортных потоков.

И почвы, и растения (разные их части) – динамические компоненты среды: их состояние изменяется во времени под влиянием меняющихся нагрузок во внешней среде. Однако внутренние свойства этих динамических компонентов определяют разные скорости обменных процессов при миграции загрязнителей от одного компонента к другому. В связи с этим в ряде моделей почвы условно принимаются как депо-нирующая среда – скорости потоков вещества и энергии в них значительно ниже, чем в процессах с участием живого вещества. Такой подход примитивен и противоречит современным методам моделирования нагрузок на почвы. Это определяет интерес именно к локальным моделям, наиболее детально отражающим процессы динамики на относительно небольших территориях с высокой плотностью точек наблюдения.

В то же время, процессы регионального масштаба, безусловно, накладывают свой отпечаток на состояние урбоэкосистем, это влияние желательно отделить от локальных эффектов, чтобы в дальнейшем осуществлять эффективное управление активностью источника загрязнений, в нашем случае – транспортных потоков для конкретных локальных участков города. Для этого в предлагаемой статье рассматриваются преимущественно наиболее комплексные характеристики загрязнений:

- маркерные вещества, характеризующие массопотоки ПАУ в динамических компонентах урбосистем;
- коэффициенты биологической миграции (аккумуляции) ПАУ для оценки динамики поллютантов в почвенно-растительной системе;
- комплексные показатели токсичности загрязнения ПАУ относительно бенз(а)пирена;
- индикаторные коэффициенты как соотношение кинематических к термодинамическим ПАУ, позволяющие идентифицировать происхождение загрязнений.

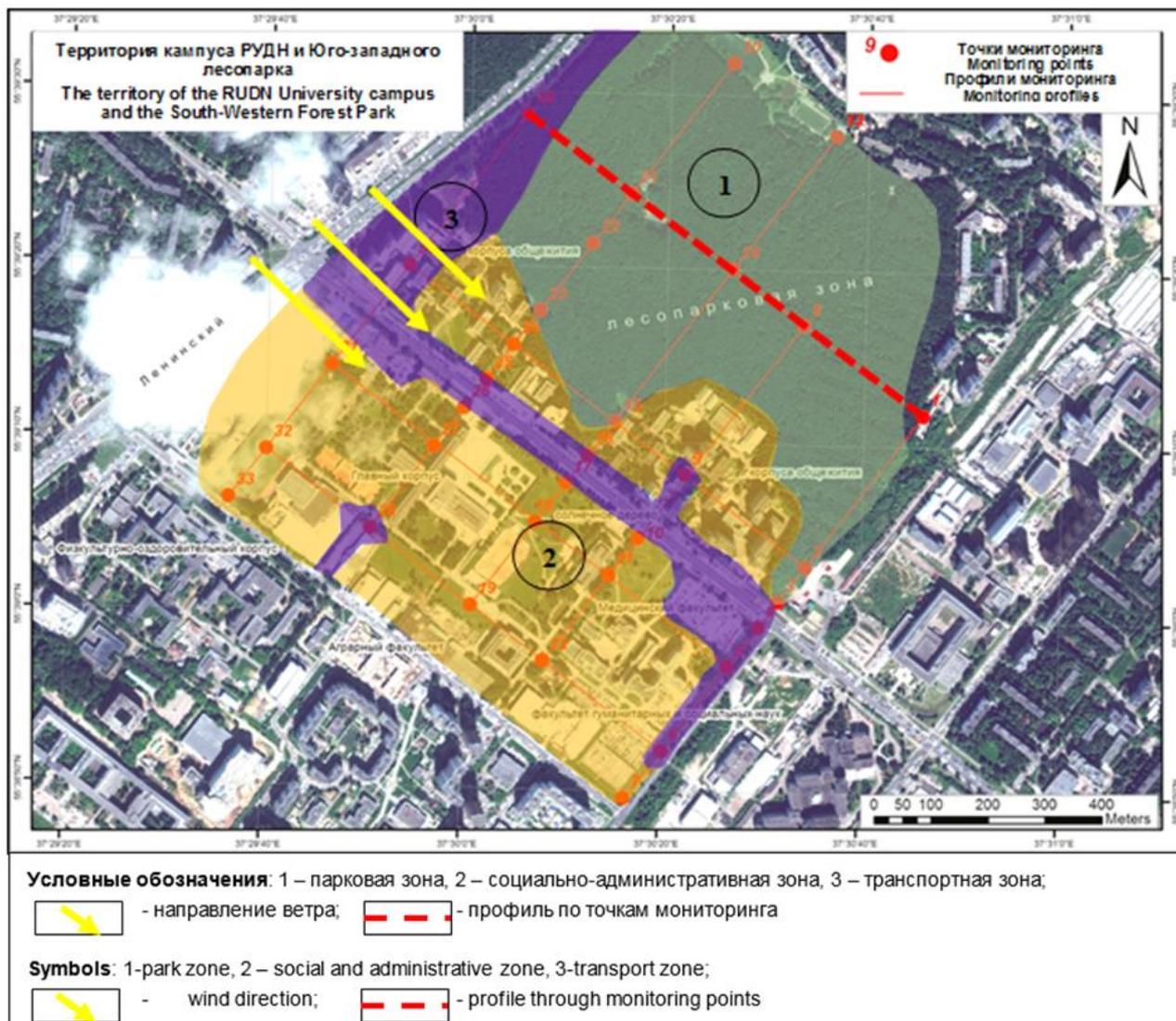
Принятые характеристики позволяют проводить разностороннюю объективную оценку процессов поступления, накопления и миграции техногенных потоков веществ через почвенно-растительную систему.

### 1. Объекты и методы исследования

#### Объект исследования

Объектом анализа является территория кампуса РУДН (Москва, Россия) с прилегающей лесопарковой зоной суммарной площадью около 114 га. Территория окружена транспортными объектами, в том числе крупной трассой с мощным круглосуточным транспортным потоком в среднем 16800–19320 автомобилей в сутки (легковой, грузовой и пассажир-

ский транспорт). Состояние исследуемой территории отслеживается на 33 точках мониторинга по уникальной программе, разработанной в РУДН в рамках работ по экологизации и участию в партнерстве UI GreenMetric [5]. В настоящее время собрано более 4000 данных о загрязнении воздуха, снега, почв, состоянии растений по стандартным процедурам мониторинга. В предыдущих работах нами было обосновано деление исследуемой территории на три основных функциональные зоны: транспортную (здесь наблюдается в целом максимальная нагрузка на природный комплекс), общественно-деловую и лесопарковую (рис. 1 / fig. 1).



**Рис. 1. Схема зонирования территории по условиям техногенной нагрузки, расположение точек отбора проб и направление аэрогенных потоков автомобильных выбросов**

**Fig. 1. The scheme of zoning of the territory according to the conditions of technogenic pressure, the location of monitoring points and the direction of aerogenic flows of vehicle emissions**

Многокомпонентные модели загрязнения, основанные на общепринятых алгоритмах, показали вероятность значительного превышения допустимых нагрузок по многим физико-химическим параметрам [6]. Так, ранее было проведено моделирование распространения газовых выбросов от автомобильного

транспорта, которое показало вероятность превышения допустимых концентраций соединений азота и ряда других загрязняющих веществ в 2-3 и более раз. Фактическое состояние взаимосвязанных компонентов городской среды (атмосферные выпадения, почвы, корни и надземные части растений) на террито-

рии детально оценивается на основе следующих подходов.

Изучались изменение концентраций 14 из 16 ПАУ, включенных в список приоритетных загрязнителей Агентства по охране окружающей среды США: нафталин (Naph), флуорен (Fluorene), антрацен (An), фенантрен (Phen), пирен (Py), флуорантен (Flu), хризен (Chr), бензо [a] антрацен (BaA), бензо [b] флуорантен (BbFlu), бензо [k] флуорантен (BkFlu), дибензо [a, h] антрацен (DbA), бензо [a] пирен (BaP), индено (1,2,3-cd) пирен (IP), бензо [g, h, i] перилен (Bghi). Оценена анизотропия распределения концентраций ПАУ по всей территории, разделенной в предыдущих работах [16] на 3 функциональные зоны, а также по отдельным участкам – профилям, проложенным от автомобильных дорог через выделенные зоны. Содержание ПАУ определялось в пробах почв, корневых и надземных частях растений.

Почвы рассмотренной территории можно подразделить на два основных вида:

– на территории лесопарка преимущественно дерново-средне-сильно урбоподзолистые слабо-средненарушенные на моренном покровном суглинке (в соответствии с [11] – AlbicRetisols (Ochric));

– на территории кампуса – в разной степени нарушенные урбаноземы гумусированные слабо-средне-мощные на моренном покровном суглинке [7].

Растения представляют распространенные типичные виды, характерные для экосистем Москвы и Подмосковья и, в частности, изучаемой территории: мятлик луговой (*Poa pratensis*), произрастающий в районе лесопарка, и красная овсяница (*Festuca rubra*), произрастающая вдоль автотрасс и административной зоны кампуса. Древесный ярус лесопарка представлен преимущественно лиственными растениями с небольшими включениями хвойных пород. Территория кампуса – культивируемые растения, преимущественно газонная растительность и древесная растительность лиственных пород; имеется также преимущественно хвойный участок вблизи главного корпуса университета (юго-западная часть кампуса).

#### Методы отбора и анализа проб

Исследование базируется на данных, полученных с 33 точек наблюдения на исследуемой территории. Сеть наблюдений может считаться регулярной; представлены точки в транспортной, административно-деловой и лесопарковой функциональных зонах. Наблюдения проводятся в рамках уникальной университетской программы экологического мониторинга, которая была разработана в 2017 г. и позволила к настоящему времени накопить более 4 тыс. результатов измерений качеств воздушной среды, снегового покрова, почв, растительности, физических факторов окружающей среды.

Пробы корневых и надземных частей растений отобраны 23.10.2019 г. в соответствии с ГОСТ 27262-87. Отбор проб почв проведен согласно требованиям ГОСТ 17.4.3.01-2017 методом конверта из поверхностного слоя почвы, глубина изъятия 5-10 см.

Физические и физико-химические характеристики почв определялись с использованием портативных приборов: температура и влажность – с помощью измерителя влажности и температуры Ada ZHT 100 (6 in 1) A00400 с подключаемым внешним датчиком; pH и Eh – с помощью pH-метра ручного HORIBA LAQUAtwin pH-33. Параметры измерены одновременно с отбором проб растительности и почв.

**Методы химического анализа почв и растительности** применены для определения концентраций приоритетных соединений ПАУ: нафталин (Naph), флуорен (Fluorene), фенантрен (Phen), антрацен (An), флуорантен (Flu), пирен (Py), бенз(a)антрацен (BaA), хризен (Chr), бенз(b)флуорантен (BbFlu), бенз(k)флуорантен (BkFlu), бенз(a)пирен (BaP), дибенз(a,h)антрацен (DbA), бенз(g,h,i)перилен (Bghi), индено(1,2,3-cd)пирен (IP). Компонентный анализ проб почв и растительности на содержание ПАУ был проведен согласно ПНД Ф 16.1:2.2.2.3. 39-03 “Методика выполнения измерений массовой доли бенз(a)пирена в пробах почв, грунтов, твердых отходов и донных отложений методом ВЭЖХ с использованием жидкостного хроматографа “ЛЮМАХРОМ” с флуориметрическим детектированием” методом ВЭЖХ. Извлечение ПАУ из проб почв и растений осуществляли методом экстракции субкритическими растворителями с помощью системы ASE-350 (DionexCorporation, США).

Представительная проба почвенного или растительного материала (навеска 1 г воздушно-сухого материала) помещалась в экстракционную ячейку и трижды экстрагировалась смесью – хлористый метилен: ацетон (1 : 1) при температуре и давлении в ячейке 100°C и 1600 psi (11031 кПа) соответственно. Полученные экстракты подвергались концентрированию в аппарате Кудерна-Даниша (температура в термостате 70°C). Затем добавляли 3 см<sup>3</sup> гексана и вновь упаривали до полного удаления хлористого метилена и ацетона. Концентрированный экстракт из пробы объемом 3 см<sup>3</sup> очищался от полярных соединений методом колоночной хроматографии на оксиде алюминия II степени активности по Брокману. Элюентом служили 50 см<sup>3</sup> смеси гексан: хлористый метилен (4 : 1). Элюат концентрировался в аппарате Кудерна-Даниша при температуре в термостате 85°C до объема 5 см<sup>3</sup>, затем добавляли 3 см<sup>3</sup> ацетонитрила и вновь упаривали при температуре 90°C до полного удаления гексана. Концентрированный экстракт анализировался на содержание ПАУ.

Анализ концентрации ПАУ проводился с использованием жидкостного хроматографа Люмахром ООО “Люмекс”, с пламенно-ионизационным FID детектором, колонка Supelco, LC\_PAN 5 мкм (25 см × 2.1 мм), термостатированная при 30°C, подвижная фаза – ацетонитрил-вода. Весь аналитический объем работ выполнен на базе Института биологии Коми НЦ УрО РАН (г. Сыктывкар).

В почвах и растениях идентифицированы 14 ПАУ. Границы относительной погрешности в зависимости от диапазона измерений (при вероятности  $P = 0.95$ ,  $\pm\delta$ , %) составляют для нафталина – 16–50, флуорена – 18–40, фенантрена – 20–50, антрацена – 18–50, флуорантена, пирена – 18–46, бенз(а)антрацена – 20–42, хризена – 22–52, бенз[б]флуорантена – 22–42, бенз[к]флуорантена – 18–48, бенз[а]пирена – 18–50, дибенз[а, h]антрацена – 20–48, бенз[ghi]перилена, индено[1,2,3-cd]пирена – 22–44.

Подчеркнем, что перечисленные соединения присутствуют в средах в весьма низких концентрациях, что заставляет уделять точности анализа особое внимание. Это особенно принципиально, поскольку в статье использованы оценки на основе соотношений концентраций полиаренов. Недостаточная точность определений приводит к сомнительности некоторых выводов. Кроме сказанного, на точность определения ПАУ в почвах и растениях (следовательно, и на получаемые индикаторные соотношения) могут влиять методы извлечения углеводородных фракций органическими растворителями при подготовке к анализу. Наряду с чисто техногенными полиаренами, растворителями экстрагируются родственные группы веществ, детектируемые по суммарным параметрам; часть из них может быть синтезирована самой средой за счет деструкции липоидов микробиотой и сезонных изменений деструкции естественных углеводородов.

#### **Индикаторные соотношения ПАУ для определения генезиса загрязнений**

Использование индикаторных соотношений ПАУ весьма перспективно при оценках загрязненности территорий углеводородами, поскольку позволяет оценить источники загрязнения, их активность и возраст. В основе методов оценок лежит представление о том, что полиарены поступают от источников определенного характера (пирогенные – продукт сгорания органических соединений или петрогенные – продукт низкотемпературного разложения) в определенных комбинациях. Они имеют различные химические и физико-химические свойства; процессы их деградации также различны по скорости в зависимости от молекулярного строения и сред в которых они трансформируются. В качестве индикаторных соотношений используют [18, 24, 26, 27, 29]:

- отношения изомеров ПАУ одной молекулярной массы, но с различными свойствами («термодинамические» и «кинетические» с различными энтальпиями образования и реакционной способностью);
- отношения концентраций ПАУ разных масс: либо относительно более легких (2-3 кольца) к более тяжелым (5-6 колец), либо «родительских» ПАУ и гомологов.

В некоторых случаях этот подход дает не вполне определенные результаты вследствие точности анали-

тических определений различных ПАУ, их возраста, степени деградации, возможностей перехода из одной среды в другую использование всевозможных наборов соотношений полиаренов ставит проблему адекватности оценок в первоочередные. Кроме этого, каждое из соотношений не просто разделяет загрязнения на пиро- и петрогенные, но определенным образом характеризует источник (вид сжигаемого материала, удаленность источника от городского центра, конкретный вид производства и др.). Перечисленные категории выбросов и материалы при их сжигании создают различную токсичность для компонентов окружающей среды, что также принципиально в выборе соотношений.

В нашей работе использованы наиболее популярные индикаторные соотношения (табл. 1 / table 1), позволяющие дать комплексную оценку генезиса ПАУ в средах. При подготовке данного материала были оценены более 15 распространенных индикаторных соотношений, однако не все они, как выяснилось, одинаково эффективны для идентификации транспортных источников. В связи с этим далее в работе был сделан акцент на оценку «работоспособности» соотношений, представленных в табл. 1 / table 1.

Еще раз акцентируем: поскольку в литературе очень мало пишется о том, что приведенные значения индикаторных соотношений являются в определенной степени условными. Отсюда излишне категорические оценки репрезентативности различных соотношений без предварительной ревизии исходных данных. Очевидно, что со временем процессы трансформации загрязнителей в окружающей среде приводят к смещению соотношений: скорости деградации изомеров ПАУ различны.

Для выбранных индикаторных соотношений были рассмотрены их изменения в почвенно-растительной системе от почв до надземных частей растений. Таким образом, предполагалось получить оценки:

– постепенной смены выраженного пирогенного характера загрязнения в транспортной зоне на более близкий к естественному на лесопарковой территории;

– некоторой «натурализации» комплексов ПАУ – от явного антропогенного характера в почвах к предположительно менее выраженному в наземных частях растений. Полученные результаты не всегда столь идеальны: сказывается серьезное влияние аэрогенных поступлений ПАУ в растения, минуя почвы. При этом в аэрогенных поступлениях преобладают поллютанты пирогенного генезиса. Во многом они обусловлены выбросами выхлопных газов автотранспорта, которые можно назвать первичными источниками, а также деструкционными мономерами каучуков вследствие истирания шин и пылью с дорожного полотна. Последние категории источников также содержат ПАУ и могут быть по набору выделений более токсичными, чем выбросы ДВС.

Таблица 1

## Индикаторные соотношения ПАУ и характеристика источников загрязнения

Индикаторное соотношение	Значения для петрогенных ПАУ	Значения для пирогенных ПАУ
An/ An +Phen	> 0,10 – дизельное масло, сланцевое масло, уголь и некоторые образцы сырой нефти	<0,10 – лигнит, выбросы дизельного топлива и мазута
Flu/Flu+Py	< 0,40 – нефть и большинство НП	>0,4-0,5 – сжигание топлива; травы, большинства углей и древесины
BaA/BaA+Chr	<0,20 - петрогенное загрязнение (нефть или НП) или фоновый объект	0,20-0,35 – сжигание угля; 0,35-0,50 – выбросы автотранспорта
BaP/Bghi	< 0,6 – фоновые объекты; нефтяное загрязнение	> 0,6 выбросы автотранспорта
BbFlu/BkFlu	<1 – фоновые объекты; нефтяное загрязнение	> 1 – автотранспортное загрязнение

Table 1

## Indicator ratios of PAHs and characteristics of pollution sources

Indicator ratio	Values for the petrogenic objects	Values for the pyrogenic objects
An/ An +Phen	> 0,10 – diesel oil, shale oil, coal, and some crude oil samples	<0,10 – lignite, diesel fuel and fuel oil emissions
Flu/Flu+Py	< 0,40 – oil and most of petroleum products	>0,4-0,5 – burning fuel; grass, most coals, and wood
BaA/BaA+Chr	<0,20 - aerogenic pollution (oil or petroleum products) or background objects	0,20-0,35 – coal combustion; 0,35-0,50 – vehicle exhausts
BaP/Bghi	< 0,6 – background objects, oil pollution	> 0,6 vehicle exhausts
BbFlu/BkFlu	<1 – background objects, oil pollution	> 1 – transport pollution

## Геохимические и токсикологические индикаторы антропогенной нагрузки

Анализ накопления и миграции ПАУ в компонентах экосистемы проводился с использованием коэффициента концентрации КК: учитывалось отношение концентраций ПАУ в «принимавшей среде» к «отдающей». При КК > 1 можно утверждать, что между средами существует поток ПАУ. С учетом вероятности аналитических ошибок, можно уверенно утверждать о наличии потока полиаренов при КК > 1,3, а об однозначном отсутствии потока – при КК < 0,7. Особенно важен учет этого обстоятельства, когда анализируемые объекты находятся в переходной зоне отнесения объекта между пирогенным и петроген-

ным. Исходя из опыта наших исследований, чаще всего такие ситуации возникают для водных объектов. В связи с этим, по нашему мнению, важно еще раз акцентировать внимание на методиках анализа, определяющих точность определения отдельных ПАУ, при интерпретации индикаторных соотношений.

Токсичность загрязнения почвы и растительности оценивалась по показателю эквивалента токсичности TEQ [19]. Расчет TEQ предполагает суммирование «взвешенных» концентраций веществ-загрязнителей; роль веса играет относительная токсичность по сравнению с BaP – величина TEQ, показывающая степень опасности вещества. В итоге величина TEQ определяется в соответствии с выражением:

$$TEQ = [BaP] \times 1,0 + [BaA] \times 0,1 + [BbFlu] \times 0,1 + [BkFlu] \times 0,1 + [IP] \times 0,1 + [An] \times 0,01 + [Chr] \times 0,01 + [Ace] \times 0,001 + [Flu] \times 0,001 + [Fluorene] \times 0,001 + [Phen] \times 0,001 + [Py] \times 0,001 + [DbA] \times 5,0$$

Несмотря на относительную условность и некоторую искусственность, данный индикатор широко применяется в практике эколого-геохимических исследований и позволяет давать экспресс - оценки степени токсичности загрязнений сред ПАУ.

Взаимосвязи характеристик загрязнения территории и верификация эффективности индикаторных соотношений проводились на основе корреляционного анализа (использованы возможности пакета Statistica). При оценках силы связи и построении моделей ориентировались на подходы, принятые в рамках методологии анализа данных [28].

В отличие от традиционных методов математической статистики, для рассмотренных массивов данных не проводились процедуры их нормализации. Корреляционные связи признавались значи-

мыми при коэффициентах  $|r| \geq 0,5$ , сильными при  $|r| \geq 0,7$ .

Картографическое отображение полученных оценок выполнено с помощью программного комплекса Surfer 15. Использована процедура кригинг для построения поверхностей исследуемых параметров (индикаторные соотношения, показатель токсичности ассоциации ПАУ). Отметим, что в практике оценок загрязнений территорий картографические построения на основе индикаторных соотношений ПАУ произведены впервые и показали в целом достаточно высокую информативность применяемых подходов. Они особенно эффективны при смешанном характере загрязнений, поскольку кроме идентификационных функций позволяют проводить зонирование территорий на основе генезиса загрязнителей.

## 2. Результаты

Оценка вариаций пространственного распределения ПАУ подтвердила значительную дифференциацию территории по степени загрязнения под влиянием дорог и парковок. Для выделенных функциональных зон характерны следующие особенности:

– в лесопарковой зоне в целом отмечаются более высокие концентрации легких (2-3 кольца) ПАУ; содержание 5-6-кольцевых ПАУ здесь максимально в почвах, однако оно не превышает 25%. Максимально насыщены легкими ПАУ (2-3 кольца) корни и надземные части растений; содержание нафталина для надземных частей здесь максимально и составляет более 30% от общей массы ПАУ;

– транспортная зона характеризуется минимальными процентными содержаниями легких полиаренов (в почве они в совокупности составляют менее 10% ассоциации ПАУ), а тяжелые ПАУ имеют максимальную долю (от 30% в надземной части до более 40% в почве);

– общественно-деловая зона занимает промежуточное положение по содержанию тяжелых полиаренов.

Для выявленных функциональных зон рассмотренными нами индикаторные коэффициенты продемонстрировали достаточную высокую степень надежности, однако на практике необходимо учитывать «акцент», который показатели придают оценкам генезиса загрязнителей. Часть из них просто позволяет отделить пирро- и петрогенные загрязнения, другие реагируют на удаленность источника, третьи не характеризуют генезис, но позволяют четко выделять зоны по интенсивности миграции загрязнений и по уровню его опасности для биоты.

### 3.1. Анализ потоков ПАУ в почвенно-растительной системе на основе коэффициента концентрации (КК).

Оценка аккумуляции ПАУ показывает существенную разницу в их пространственном распределении в «фоновой» и техногенно нагруженной зонах в почвах, корнях и надземных частях растений. Такая неравномерность объясняется как различиями интенсивности нагрузки, так и свойствами компонентов почвенно-растительной системы накапливать загрязнения и пропускать их к следующему «звену» системы (фильтрующая роль корневой системы). Для некоторых участков подтверждалось преимущественно воздушное поступление ПАУ к надземным частям растений, в других случаях преобладали потоки из почвы. Выявлены участки экосистемы кампуса, где наблюдается практически полное насыщение «принимающих» ПАУ компонентами окружающей среды (почвы в придорожной части), что лимитирует передачу полиаренов от почв к надземным частям растений. Такие оценки проводились на основе КК. На рис. 2 / fig. 2 представлен профиль, проложенный от автотрассы с высокой интенсивностью движения (окрестности т. 29) через парковую зону к транспортной зоне (т. 1 расположена вдали от автодороги с меньшей загруженностью).

Оценка аккумуляции ПАУ показывает существенную разницу в их пространственном распределении в «фоновой» и техногенно нагруженной зонах в почвах, корнях и надземных частях растений. Такая неравномерность объясняется как различиями интенсивности нагрузки, так и свойствами компонентов почвенно-растительной системы накапливать загрязнения и пропускать их к следующему «звену» системы (фильтрующая роль корневой системы). Для части участков подтверждалось преимущественно воздушное поступление ПАУ к надземным частям растений, в других случаях преобладают потоки из почвы. Выявлены участки экосистемы кампуса, где наблюдается практически полное насыщение «принимающих» ПАУ компонентами окружающей среды (почвы в придорожной части), что лимитирует передачу полиаренов от почв к надземным частям растений. Такие оценки проводились на основе КК. На рис. 2 / fig. 2 представлен профиль, проложенный от автотрассы с высокой интенсивностью движения (окрестности т. 29) через парковую зону к транспортной зоне (т. 1 расположена вдали от автодороги с меньшей загруженностью). Рисунок наглядно иллюстрирует смену влияния активности транспортной нагрузки и различные условия миграции ПАУ в почвенно-растительной системе. Так в точке 29 в непосредственной близости от трассы с максимальной активностью транспортных потоков практически отсутствует переход ПАУ между средами (они полностью насыщены и  $КК \approx 1$ ), в то время как точки 21 и 14 в условно чистой зоне характеризуются максимальными амплитудами КК в компонентах «почва-корень» и КК «корень-стебель». Точка 1 наглядно показывает разницу в условиях миграции ПАУ между средами: явно преобладает концентрирование в почвенно - корневой подсистеме (эффект фильтрация загрязнений ризосферой). Корни растений в таких динамических структурах играют роль «фильтров», создавая естественные геохимические барьеры для разделения (фракционирования) ПАУ как в фоновой, так и транспортно-нагруженной зонах. При этом антропогенная нагрузка играет главную роль в процессах, определяя исходные массы ПАУ, «претендующие» на переход из почв в корни и далее в стебли растений. Составы ассоциаций, проникающих через границу «почва – корень» (как и сами интенсивности перехода) имеют в целом близкий характер: относительно легко мигрируют 2-3 кольцевые ПАУ. Для более крупных молекул (5-6 кольцевых) КК могут быть на порядок меньше либо вообще за гранью значимости.

Значение КК в фоновой зоне явно выше по сравнению с КК полиаренов в транспортно нагруженной зоне. Возможное объяснение – достигнуто «насыщение» «принимающей среды» и более активные переходы ПАУ не происходят даже в условиях гораздо более высоких уровней загрязнения почв по сравнению с фоном. В целом подтверждается эффект существования пределов насыщения растениями поллютантами в зависимости от интенсивности нагрузок и молекулярного строения загрязнителей.

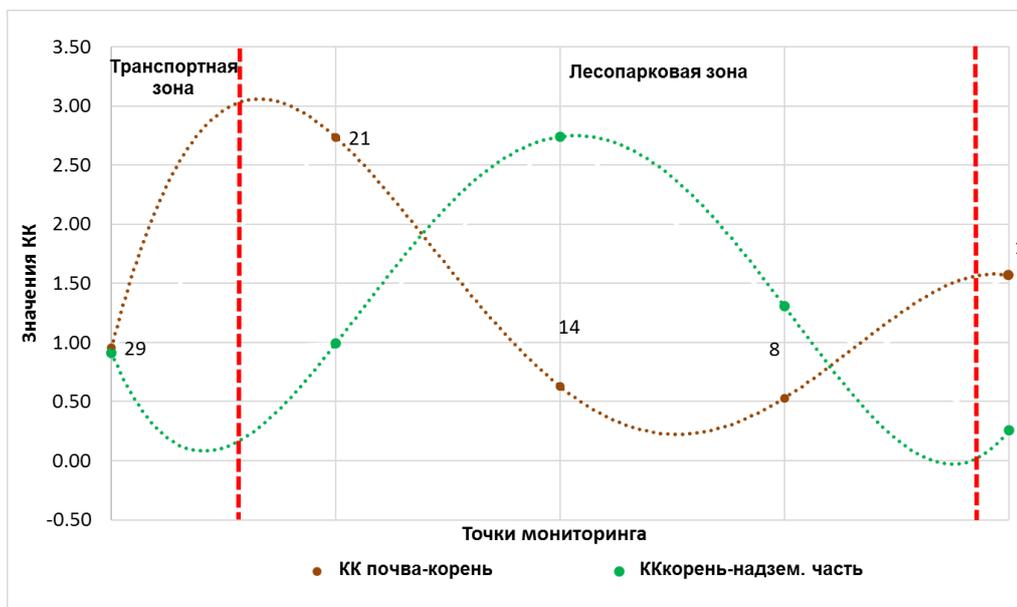


Рис 2. Изменения коэффициентов концентрации по профилю: точки 29-21-14-8-1 (полиномиальная аппроксимация функцией 5-й степени); пунктиром выделены границы транспортной и парковой зон

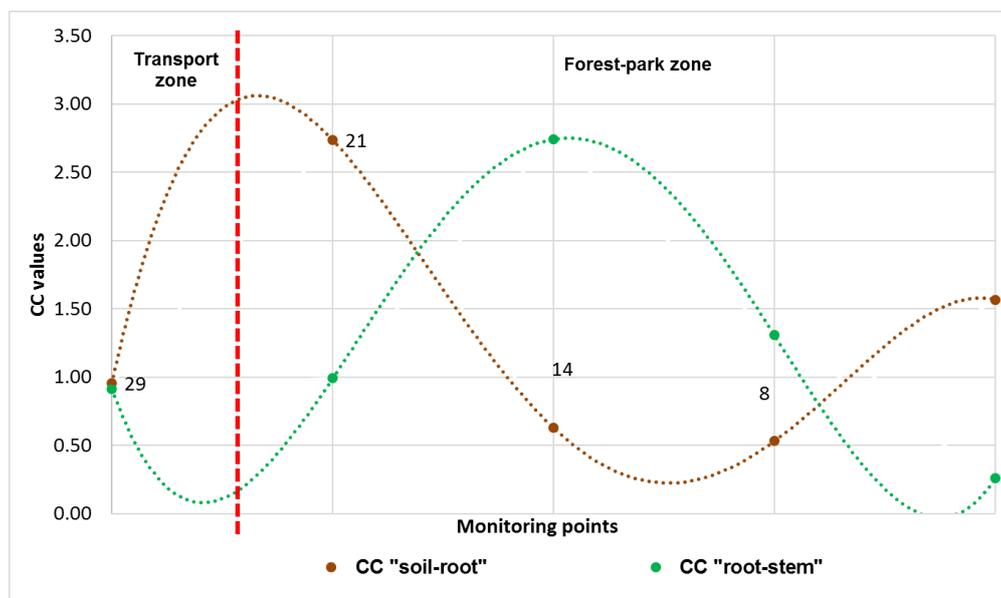


Fig. 2. Changes in the CC along the profile: points 29-21-14-8-1 (polynomial approximation by a function of the 5<sup>th</sup> degree); dotted lines mark the boundaries of transport and park zones

Таким образом, показатели КК позволяют давать оценку насыщения контактирующих сред (динамических компонентов почвенно-растительной системы) рассмотренными маркерными соединениями и идентифицировать зоны с тем или иным уровнем активности потоков загрязнителей. Тем не менее, насыщение компонентов урбоэкосистемы теми или иными соединениями еще не свидетельствует об опасности загрязнения.

### 3.2. Опасность загрязнения почвенно-растительных систем комплексом ПАУ

Наиболее наглядно неравномерность распределения ассоциаций ПАУ и опасность их накопления поч-

вами и растительными организмами по изучаемой территории отображается с помощью показателя ТЕQ (рис. 3, 4, 5 / fig. 3, 4, 5). Достоинство данной характеристики в том, что она позволяет помимо учета присутствия всех полиаренов принять во внимание также и их относительную опасность для биоты и других сред. Приведенные на рис. 3-5 пространственные вариации ТЕQ свидетельствуют о максимальных уровнях нагрузки на почвы, что объясняется проявлением их депонирующих свойств. За ними следуют менее опасные уровни ТЕQ в корневой системе и наименьшие – в надземных частях растений. На рис. 3-5 / fig. 3-5 явно выделяется зона с максимальной транспорт-

ной нагрузкой – крупнейшая городская автомагистраль Ленинский проспект с круглосуточным режимом движения. В целом пространственный характер изменения величины ТЕQ для почв, для корней и для надземных частей растений сходен. Для лесопарковой зоны величины ТЕQ минимальны; наименьшие значения характерны для надземных частей растения в лесопарке. Можно сделать важное заключение о том, что перерабатывающие свойства естественных биоценозов по отношению к поллютантам в городских условиях значительно выше, чем для окультуренных зеленых зон, подвергающихся укосам и поливам.

Максимальные значения отмечаются для почв присветофорной зоны на пересечении крупнейшей автомагистрали и ул. Миклухо-Маклая, пересекающей кампус РУДН. Далее снижение величин ТЕQ происходит в соответствии с преобладающим для Москвы направлением атмосферного переноса (северо-запад – юго-восток). Такая картина может быть обусловлена постепенным осаждением пылевых частиц, транспортирующих ПАУ, по мере удаления от наиболее загрязненного участка. Известно, что полиарены и другие загрязнители активно мигрируют на

большие расстояния на пылевых частицах различного генезиса с диаметром менее 10 мкм.

Несмотря на то, что коэффициенты концентрации и ТЕQ определяются исходя из количеств накопленных соединений во взаимодействующих компонентах «почвы–растительность», предполагалась некоторая близость этих характеристик, но оценки корреляционных связей между ними опровергли эти предположения. В табл. 2 / table 2 представлены коэффициенты корреляции между рассмотренными индикаторными соотношениями, величинами ТЕQ и КК для почв, корней и надземных частей растительности в трех функциональных зонах рассмотренной территории. Парадоксально то, что характеристики миграции ПАУ между средами, выраженные через КК и расчетные показатели ТЕQ в точках мониторинга оказываются независимыми друг от друга, несмотря на то, что в основе их расчетов лежат молекулярные массы полиаренов в средах. По видимому, свойство экстенсивности справедливое для идеальных систем, не всегда применимо к природным процессам миграции вещества.

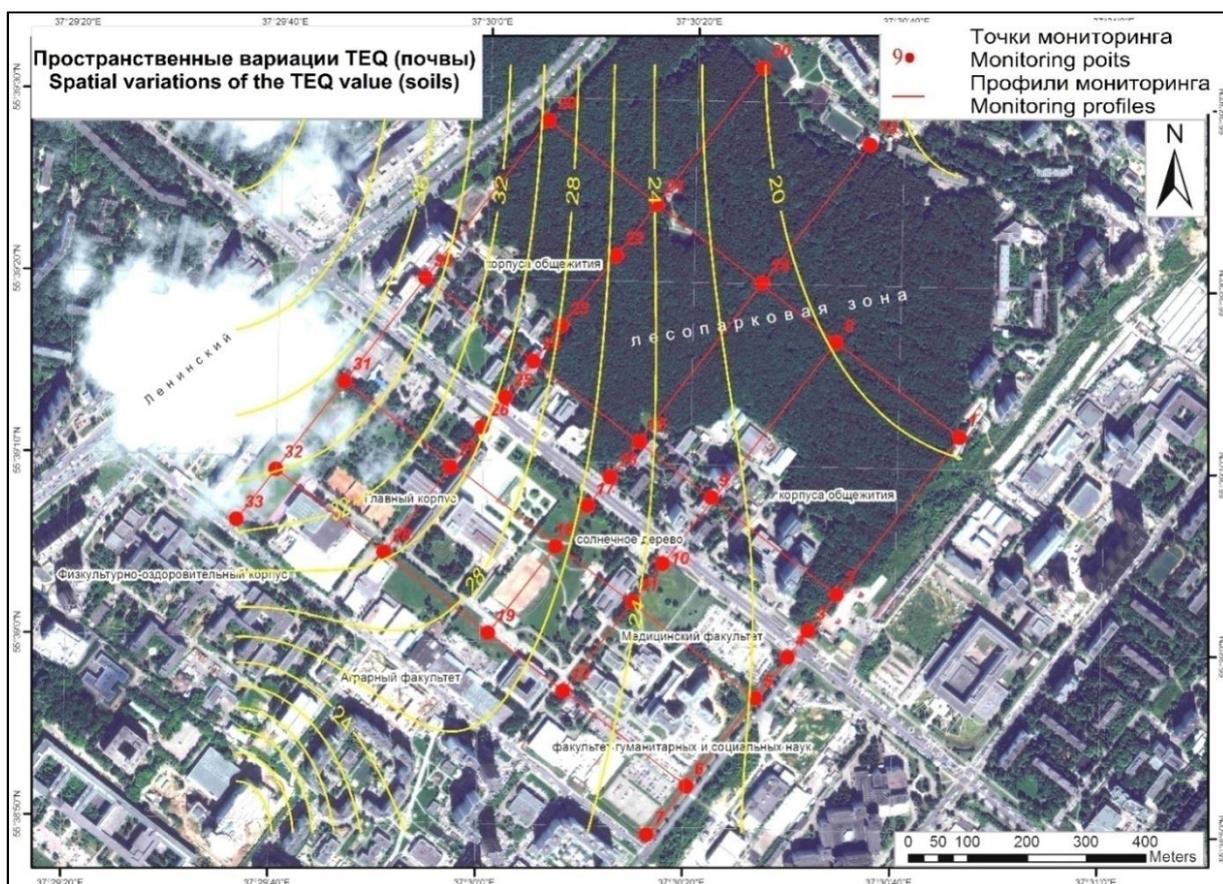


Рис. 3. Пространственное распределение значений показателя ТЕQ для почв на изучаемой территории  
Figure 3. Spatial distribution of TEQ values for soil in the study area

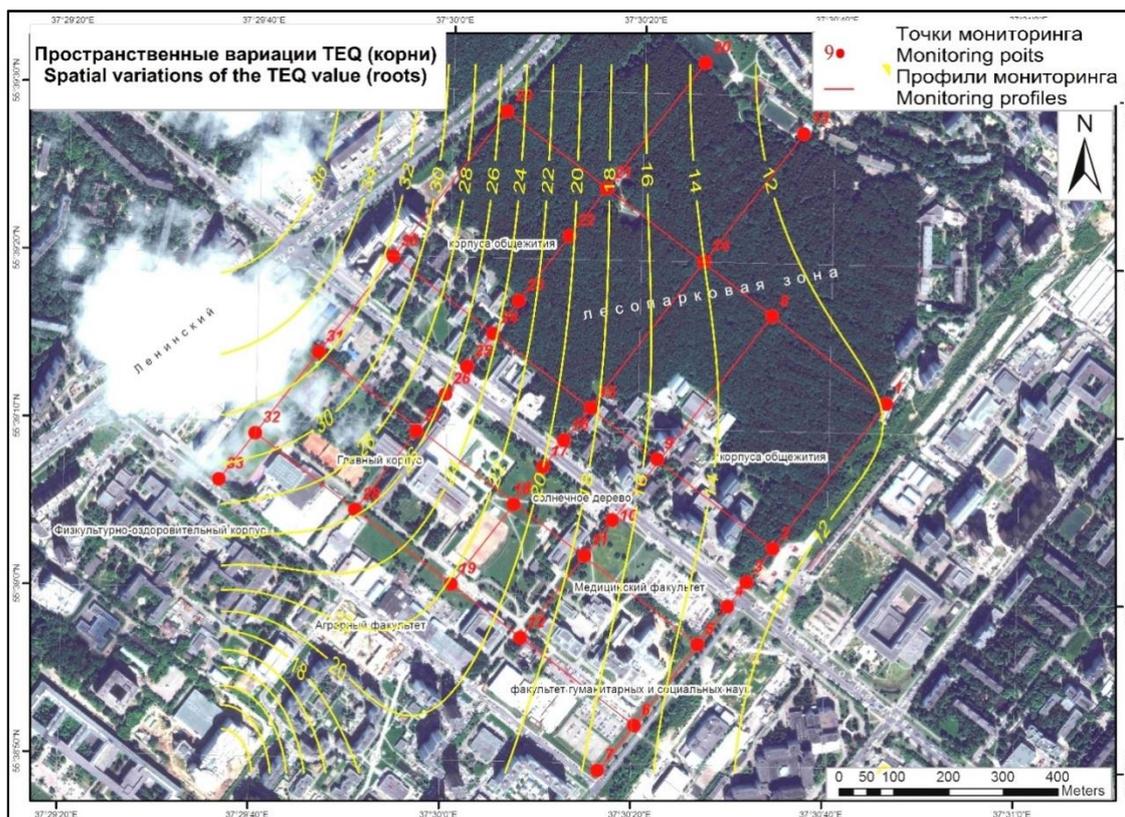


Рис. 4. Пространственное распределение значений показателя TEQ  
корневых частей растений на изучаемой территории

Figure 4. Spatial distribution of TEQ values for root parts of plants in the study area

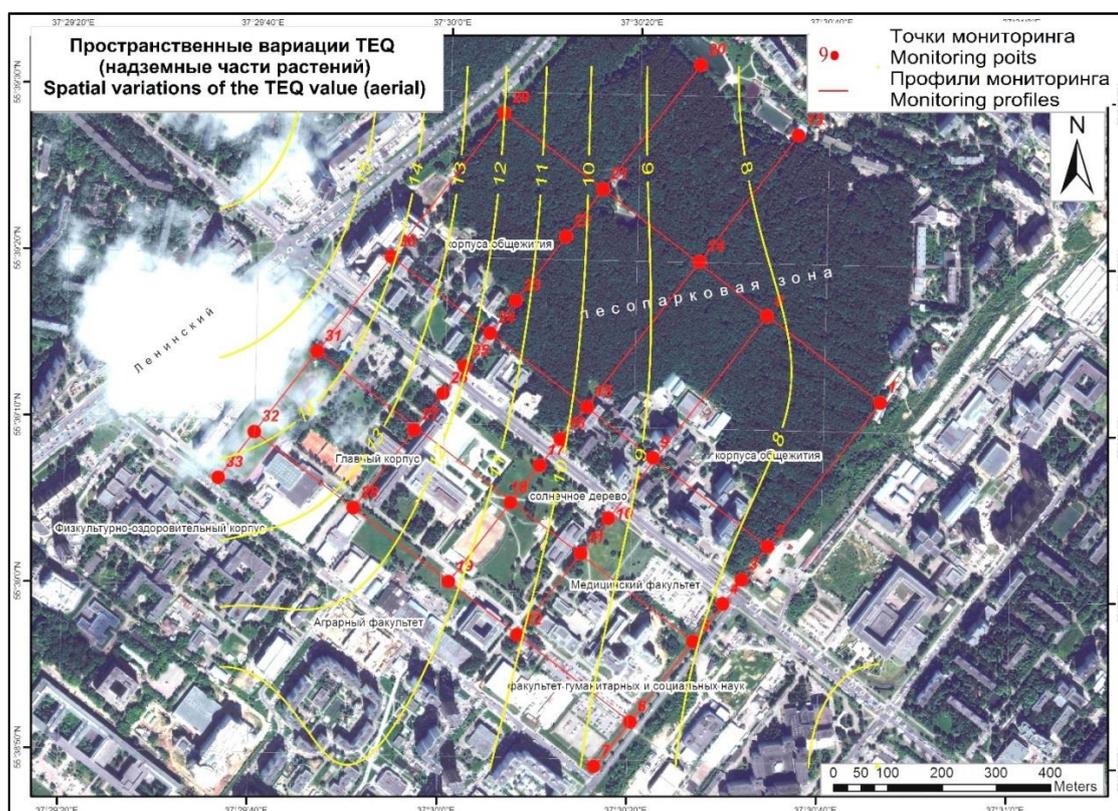


Рис. 5. Пространственное распределение значений показателя TEQ  
для надземных частей растений на изучаемой территории

Figure 5. Spatial distribution of TEQ values for root aerial parts of plants in the study area

Довольно сильная положительная связь выявляется между фактором токсичности для корней и надземных частей растения; значимая положительная связь – между почвами и надземной частью. Вероятная причина таких значений корреляционных связей – аэрогенное поступление ПАУ и в почвы, и в надземные части растений, при том, что корневая система уже выборочно отфильтровывала значительную массу полиаренов.

Таким образом, оба типа характеристик, КК и ТЕQ, независимы и могут использоваться для верификации и обоснования отбираемых индикаторных соотношений ПАУ. Интерпретация связей СС и ТЕQ с индикаторными соотношениями будет представлена ниже.

### 3.3. Индикаторные соотношения

Индикаторные отношения подтверждают для рассматриваемой территории преобладание транспортных источников ПАУ (выхлопные газы автомобилей, продукты износа шин и проезжей части). Эти продукты перемещаются с автомагистралей вглубь территории. В целом динамика изменения значений индикаторов в направлении от автомагистралей явно выражена и подтверждает роль транспорта как ведущего источника выбросов ПАУ, который определяет пространственные вариации уровней загрязнения и в целом формирует состояние экосистемы. В то же время, для одной и той же точки мониторинга значения индикаторных соотношений в разных средах различаются в связи с процессами трансформации комплексов ПАУ в системе «почва - растение» от почвы к надземной части, «утилизации» ПАУ растительными организмами и аэрогенными поступлениями ПАУ непосредственно в наземную часть, минуя путь «почва - корень».

Для перечисленных в табл. 1 / table 1 индикаторных соотношений были проведены оценки эффективности: оценивались % рассмотренных проб, отнесенных к пирогенным:

- BbFlu/ BkFlu – 98,0%;
- Flu/ Flu+Py – 97,0%;
- An/ An+Phen – 80,8%;
- BaA/ BaA+Chr – 61,6%;
- BaP/Bghi – 60,8%.

Как видно, соотношения проявили разную (но в целом высокую) эффективность с точки зрения подтверждения пирогенности загрязнения почв и растительности территории кампуса ПАУ. Однако даже те коэффициенты, эффективность которых оказалась не слишком высокой, представляют определенный интерес с позиций токсичности. Они позволяют дать дополнительную характеристику суммарного загрязне-

ния полиаренами в условиях их перехода в растения из атмосферы и почв.

#### 3.3.1. Соотношение BbFlu/BkFlu

Оба эти изомера бензфлуорантена с одинаковыми молекулярными массами представлены в объектах окружающей среды, однако достоверным индикатором выбросов автотранспорта считается BbFlu. Его преобладание в районах с интенсивной транспортной нагрузкой подтверждено в работах как отечественных [3, 25], так и зарубежных авторов [21-23]. Для рассматриваемой территории соотношение показало очень высокую эффективность. Тем не менее, оно не позволяет четко определить наиболее нагруженную транспортными выбросами среду, хотя в целом наземные части растительности оказались чаще подвержены загрязнению BbFlu. При этом наибольшее присутствие BbFlu выявлено для почв на тт. 27 и 29, приуроченных к парковкам в кампусе.

Характер миграции BbFlu в системе «почва – корни – стебли растений», безусловно, определяется и свойствами почв, и физико - химическими свойствами самого полиарена. В частности, его растворимость по сравнению с другим изомером практически в 2 раза выше, что и определяет относительно более активную миграцию в средах. В целом распределение BbFlu во всех трех зонах сходно. Это может свидетельствовать о способности BbFlu активно мигрировать на значительные расстояния, что приводит к относительно равномерному накоплению его в средах. При этом выявить на основе этого соотношения роль ближайшего либо удаленного источника затруднительно. Таким образом, данное соотношение может эффективно разделять пирогенные (от транспортных источников) загрязнения от других продуктов сжигания. Однако дополнительной смысловой нагрузки для идентификации функциональных зон с разной интенсивностью загрязнения этот показатель не несет. Аналогичная картина складывается и со следующим соотношением.

#### 3.3.2. Соотношение Flu/Flu+Py

Соотношение Flu/Flu+Py в большинстве случаев максимально эффективно разделяет объекты с выраженным пирогенным и петрогенным генезисом загрязнений. Для рассмотренных в данном исследовании объектов (99 точек) это индикаторное соотношение также позволило четко оценить генезис ПАУ и загрязнения в целом (рис. 6 / fig. 6).

#### 3.3.3. Индикаторное соотношение An/An+Phen

Соотношения менее 0,1 свидетельствуют о пирогенном происхождении загрязнения. Сопоставление значений этого соотношения в почвах, корнях и аэральные частях растений на 33 точках представлено на рис. 7 / fig. 7.

Таблица 2

## Корреляционные связи между характеристиками загрязнения

Характеристики	КК		TEQ			BbFlu/BkFlu			Flu/Flu+Py			An/ An+Phen			BaA/ BaA+Chr			BaP/ Bghi		
	Почва	Корень	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть
КК Почва-корень	1.00																			
КК Корень-наземная часть	-0.32	1.00																		
TEQ																				
Наземная часть	0.17	-0.30	1.00																	
Корень	-0.33	-0.13	0.32	1.00																
Почва	0.00	-0.27	<b>0.55</b>	<b>0.82</b>	1.00															
BbFlu/BkFlu																				
Почва часть	-0.13	0.19	-0.15	-0.17	-0.12	1.00														
Корень	-0.32	-0.01	-0.08	-0.05	-0.05	0.29	1.00													
Наземная часть	-0.05	0.21	-0.04	-0.06	-0.07	-0.39	-0.12	1.00												
Flu/ Flu+Py																				
Почва часть	0.11	-0.40	-0.07	-0.23	-0.20	-0.17	0.36	-0.27	1.00											
Корень	0.06	-0.26	-0.10	-0.27	-0.19	0.06	0.22	0.01	0.49	1.00										
Наземная часть	0.22	0.09	-0.11	-0.44	-0.22	0.02	-0.18	-0.08	0.18	0.33	1.00									
An/ An+Phen																				
Почва часть	0.06	-0.27	<b>0.62</b>	<b>0.57</b>	<b>0.71</b>	-0.14	-0.04	-0.25	-0.02	-0.23	-0.23	1.00								
Корень	-0.28	0.08	0.37	0.48	<b>0.50</b>	0.06	0.01	-0.24	-0.25	-0.21	-0.22	<b>0.62</b>	1.00							
Наземная часть	-0.08	-0.38	<b>0.58</b>	<b>0.56</b>	<b>0.67</b>	0.11	0.21	-0.12	-0.20	-0.34	-0.44	<b>0.53</b>	0.42	1.00						
BaA/ BaA+Chr																				
Почва часть	0.04	-0.50	0.37	0.41	0.43	-0.07	-0.18	-0.50	0.18	-0.12	-0.19	0.47	0.32	0.35	1.00					
Корень	-0.27	-0.14	0.27	0.34	0.26	-0.01	-0.01	-0.25	-0.03	0.08	-0.24	0.18	0.36	0.23	<b>0.51</b>	1.00				
Наземная часть	-0.27	0.28	0.20	0.23	0.25	0.13	0.12	-0.12	-0.30	-0.24	-0.25	0.30	<b>0.52</b>	0.24	0.12	0.36	1.00			
BaP/ Bghi																				
Почва часть	-0.21	-0.11	0.41	<b>0.57</b>	0.38	-0.48	-0.19	-0.03	-0.19	-0.25	-0.44	0.37	0.21	0.36	0.44	0.34	0.33	1.00		
Корень	-0.12	0.06	0.18	0.32	0.20	-0.40	-0.13	-0.08	-0.12	-0.20	-0.24	0.34	0.24	-0.02	0.20	0.41	0.27	<b>0.60</b>	1.00	
Наземная часть	-0.11	-0.14	-0.03	-0.01	0.01	-0.01	-0.03	-0.11	0.03	-0.10	-0.27	0.30	0.18	-0.17	0.25	0.30	0.42	-0.08	0.01	1.00

Table 2

## Correlations among the pollution indicators

Характеристики	CC		TEQ			BbFlu/BkFlu			Flu/Flu+Py			An/ An+Phen			BaA/ BaA+Chr			BaP/ Bghi		
	Soil-root	Root-aerial	Aerial part	Root	Soil	Soil	Root	Aerial part	Soil	Root	Aerial part	Soil	Root	Aerial part	Soil	Root	Aerial part	Soil	Root	Aerial part
CC soil-root	1.00																			
CC root-aerial part	-0.32	1.00																		
TEQ																				
Aerial part	0.17	-0.30	1.00																	
Root	-0.33	-0.13	0.32	1.00																
Soil	0.00	-0.27	<b>0.55</b>	<b>0.82</b>	1.00															
BbFlu/BkFlu																				
Soil	-0.13	0.19	-0.15	-0.17	-0.12	1.00														
Root	-0.32	-0.01	-0.08	-0.05	-0.05	0.29	1.00													
Aerial part	-0.05	0.21	-0.04	-0.06	-0.07	-0.39	-0.12	1.00												
Flu/ Flu+Py																				
Soil	0.11	-0.40	-0.07	-0.23	-0.20	-0.17	0.36	-0.27	1.00											
Root	0.06	-0.26	-0.10	-0.27	-0.19	0.06	0.22	0.01	0.49	1.00										
Aerial part	0.22	0.09	-0.11	-0.44	-0.22	0.02	-0.18	-0.08	0.18	0.33	1.00									
An/ An+Phen																				
Soil	0.06	-0.27	<b>0.62</b>	<b>0.57</b>	<b>0.71</b>	-0.14	-0.04	-0.25	-0.02	-0.23	-0.23	1.00								
Root	-0.28	0.08	0.37	0.48	<b>0.50</b>	0.06	0.01	-0.24	-0.25	-0.21	-0.22	<b>0.62</b>	1.00							
Aerial part	-0.08	-0.38	<b>0.58</b>	<b>0.56</b>	<b>0.67</b>	0.11	0.21	-0.12	-0.20	-0.34	-0.44	<b>0.53</b>	0.42	1.00						
BaA/ BaA+Chr																				
Soil	0.04	-0.50	0.37	0.41	0.43	-0.07	-0.18	-0.50	0.18	-0.12	-0.19	0.47	0.32	0.35	1.00					
Root	-0.27	-0.14	0.27	0.34	0.26	-0.01	-0.01	-0.25	-0.03	0.08	-0.24	0.18	0.36	0.23	<b>0.51</b>	1.00				
Aerial part	-0.27	0.28	0.20	0.23	0.25	0.13	0.12	-0.12	-0.30	-0.24	-0.25	0.30	<b>0.52</b>	0.24	0.12	0.36	1.00			
BaP/ Bghi																				
Soil	-0.21	-0.11	0.41	<b>0.57</b>	0.38	-0.48	-0.19	-0.03	-0.19	-0.25	-0.44	0.37	0.21	0.36	0.44	0.34	0.33	1.00		
Root	-0.12	0.06	0.18	0.32	0.20	-0.40	-0.13	-0.08	-0.12	-0.20	-0.24	0.34	0.24	-0.02	0.20	0.41	0.27	<b>0.60</b>	1.00	
Aerial part	-0.11	-0.14	-0.03	-0.01	0.01	-0.01	-0.03	-0.11	0.03	-0.10	-0.27	0.30	0.18	-0.17	0.25	0.30	0.42	-0.08	0.01	1.00

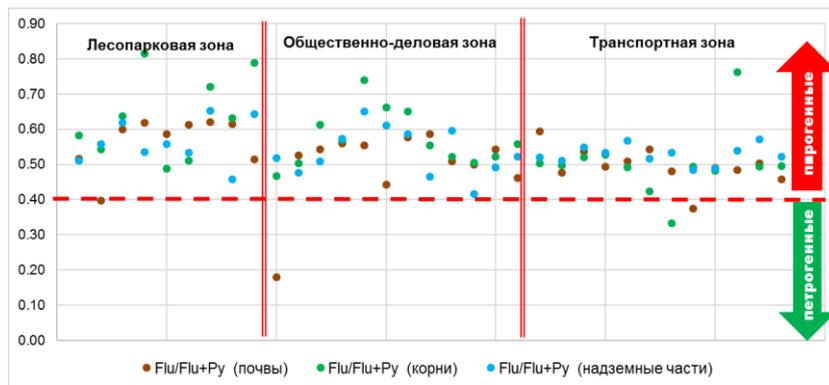


Рис. 6. Индикаторное соотношение  $Flu/Flu+Py$  для точек мониторинга в пробах почв, корнях и аэральных частях растений

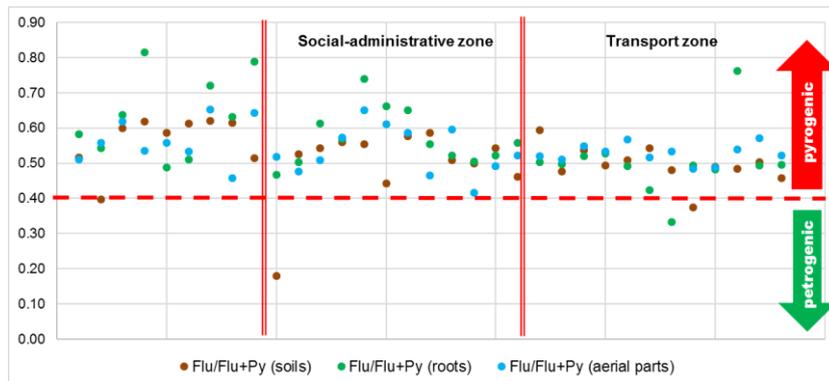


Figure 6. Indicator ratio  $Flu/Flu+Py$  on the monitoring points for soil samples, roots and aerial parts of plants

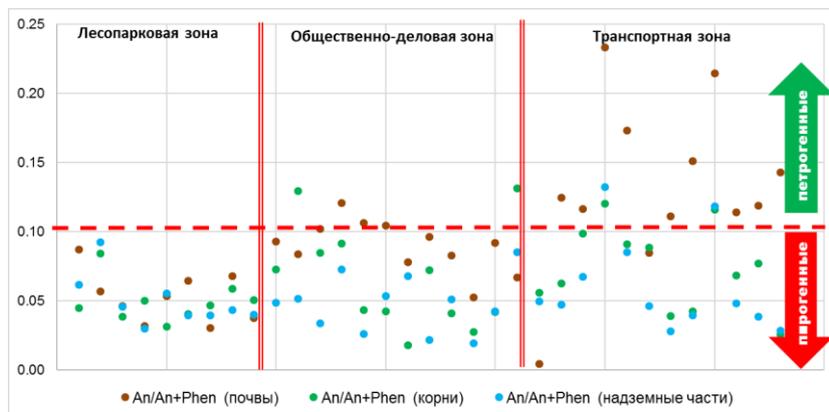


Рис. 7. Индикаторное соотношение  $An/An+Phen$  на точках мониторинга в пробах почв, корнях и надземных частях растений

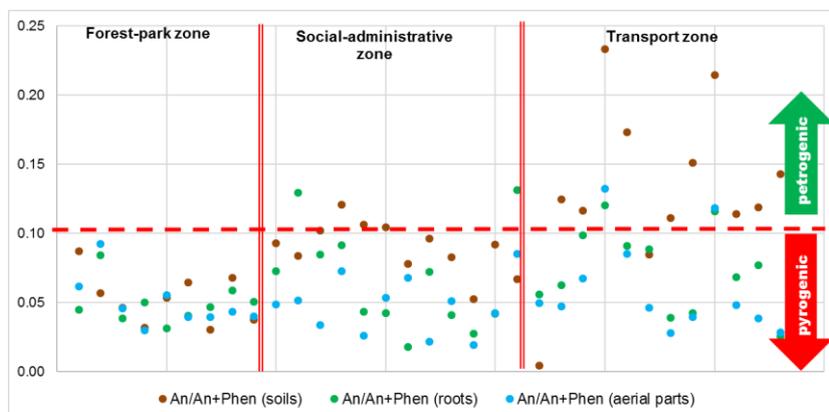


Fig. 7. Indicator ratio  $An/An+Phen$  on the monitoring points for soil samples, roots and aerial parts of plants

Как видно из рисунка, в целом аэральные части растений характеризуются более низкими значениями соотношения, то есть пирогенный характер загрязнения преобладает. Растительный организм не успевает перестроить состав комплекса ПАУ, получив его из почв или с атмосферным переносом. Вероятно, аэрогенное поступление антрацена и фенантрена в растения здесь весьма значительно. Почвы демонстрируют менее ярко выраженный пирогенный характер загрязнений ПАУ. Для почв соотношение указало на пирогенный характер загрязнения в 60.6% случаев, в отличие от наземных частей растения (93.9% проб в пирогенной области). Отметим, что для транспортной зоны характерен максимальный разброс значений индикаторного соотношения; часть проб почв здесь идентифицируются как петрогенно загрязненные, что можно объяснить оседанием на почвы непосредственно паров сжигаемого в ДВС топлива. Пространственное распределение величин  $An/An+Phen$  в компонентах почвенно-растительной системы представлено на рис. 8–10 / fig. 8–10. В пространственном распределении величины  $An/An+Phen$  в почвах, корнях и наземных частях растений явно прослеживается тенденция к увеличению от автодорог к менее нагруженным участкам. Это полностью соответствует смыслу данного соотношения: более низкие значения соответствуют более выраженному пирогенному характеру загрязнения. Ценность построения карт данного соотношения обусловлена корреляционными связями с коэффициентом токсичности. В принципе, изолинии соотношения  $An/An+Phen$  пространственно повторяют распределение коэффициента ТЕQ и свидетельствуют о накоплении токсичных полиаренов не только в почвах, но и в растительности. Более низкая эффективность соотношения  $An/An+Phen$  (80,8%) по сравнению с соотношениями  $BbFlu/ BkFlu$  и  $Flu/Flu+Py$ ) может быть обязан высокой реакционной способностью антрацена во время переноса от источника к почвам и затем поступлением в растительность. Фенантеновая ассоциация ПАУ практически всегда присутствует в почвах и растениях, независимо от вида и генезиса загрязнения.

### 3.3.4. Индикаторное соотношение $VaA/VaA+Chr$

«Эффективность» данного соотношения оказалась относительно невысокой по сравнению с рассмотренными выше. Соотношение также подтвердило, что меньшее влияние на почвы выявляется в лесопарковой зоне по сравнению с общественно-деловой и транспортной. Относительно больший разброс значений наблюдается в общественно-деловой зоне. Здесь же получено максимальное количество проб, которые не идентифицируются как явно пирогенные. В целом, подавляющее количество точек с неявной пирогенной природой согласно соотношению  $VaA/VaA+Chr$  – пробы корневых и аэральные частей растений. Однако данное соотношение не показало значимых различий накопления ПАУ в функциональных зонах. Можно предположить, что оно сильнее «откликается» на процессы переноса ПАУ от удаленных источников.

### 3.3.5. Соотношение $VaP/Vghi$

Соотношение  $VaP/Vghi$  при значениях 0,6-0,9 соответствует выбросам ДВС. Данное соотношение по-

казало максимальную эффективность для проб из транспортной зоны. Однако в случае лесопарковой и общественно-деловой зон, менее подверженных влиянию ближних источников, точность минимальна. Таким образом, вероятно, это соотношение может быть использовано для идентификации локальных источников.

## 4. Обсуждение

Анализ распределения ПАУ по площади в системе «почва-растение» показывает ярко выраженную динамику накопления ПАУ у дорог, что подтверждается оценками коэффициентов токсичности комплексов ПАУ. Это вполне ожидаемая картина, однако в нашем исследовании мы акцентируем внимание на установлении зон повышенного загрязнения и особенностях динамики их концентраций в системе «почва-растение» при удалении от основного источника.

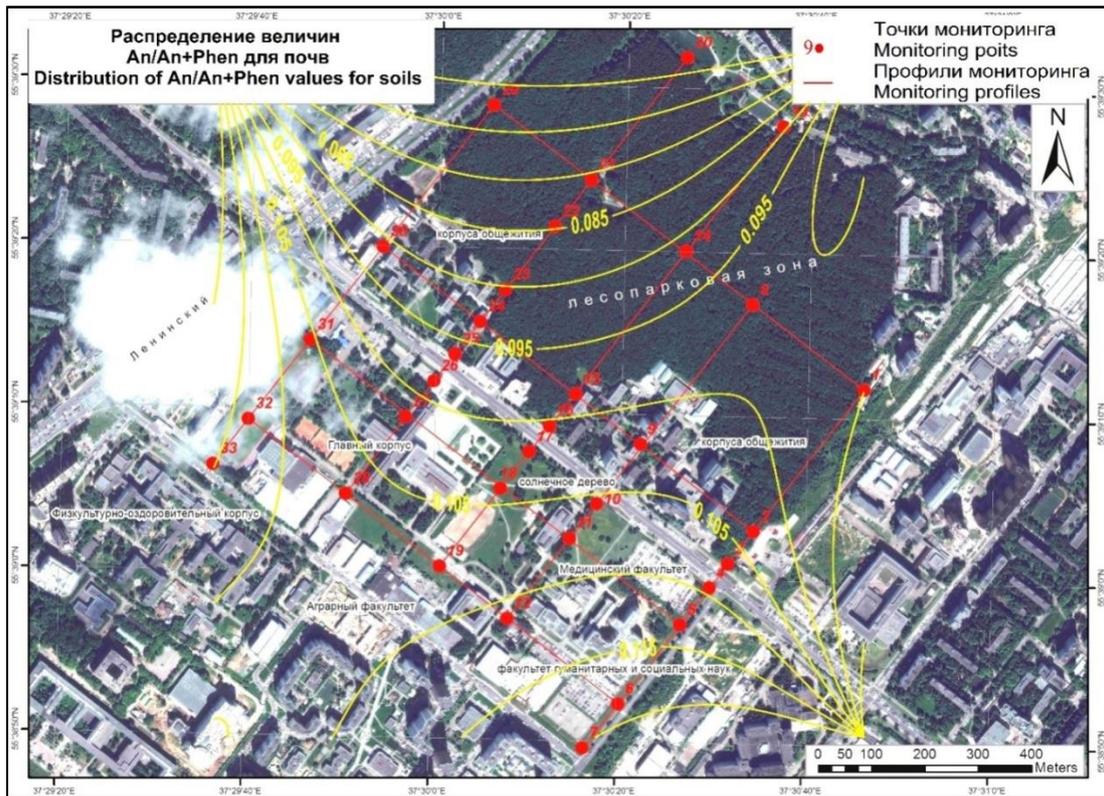
По своей сути это обратная задача оценки эффективности соотношений различных полиаренов, как маркеров пирогенности, на основе ранее выделенных функциональных зон с помощью моделирования таких параметров как шум, концентрации в воздухе и почвах оксидов азота, углерода и других явных характеристик загрязнения автотранспортом [2].

Подтвердилось предположение, что реакция частей растительного организма на состав ассоциаций ПАУ в зависимости от интенсивности транспортных нагрузок заметно меняется: можно утверждать, что существует некая «пропускная способность» корневой системы растений. Это делает невозможным поступление в растительный организм ПАУ в количестве, превышающем определенную норму, независимо от их концентрации в почвах.

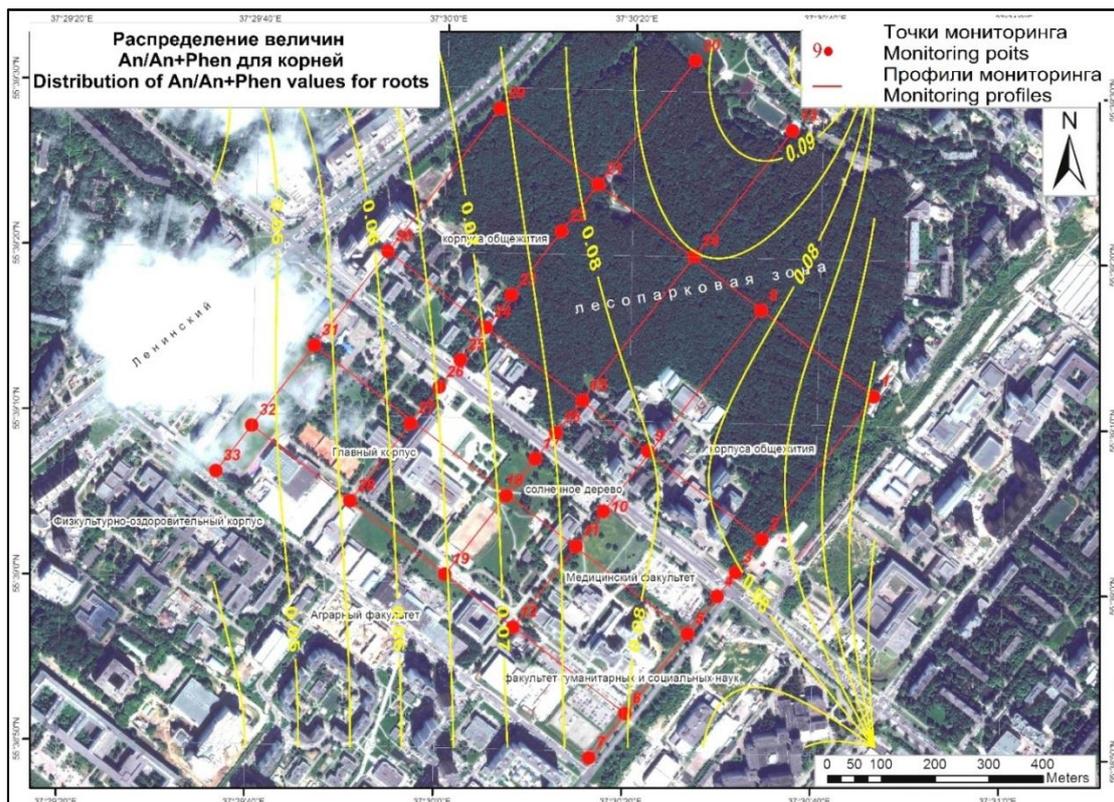
Проведенное нами ранее сравнение концентраций ПАУ с допустимыми уровнями (ПДК, установленные в России; итальянские и испанские стандарты, критические уровни Польши [12, 17, 20]) показало отсутствие кризисных ситуаций на рассмотренной территории. При этом уровень загрязнений, отображаемый ТЕQ, показывает явные зоны повышенной опасности. Это точки вблизи объектов транспортной инфраструктуры (автомастерские, автостоянки), где влияние автомобильных дорог накладывается на последствия деятельности местного источника. Таким образом, оценки потенциальных рисков загрязнения для биоты на основе ТЕQ оказываются более показательными и достоверными по сравнению со «стандартными» оценками рисков на основе ПДК. Сами же величины ПДК для почв, учитывая крайне низкие концентрации ПАУ в средах и сложности точного анализа, могут оказаться нерепрезентативными. Поэтому повышается актуальность расчетов фоновых показателей для различных сред в условиях города.

Анализ накопления ПАУ позволил выявить значимые различия между 3 зонами – парковой, транспортной, общественно-деловой и деловой. Зоны расположены на разном расстоянии от источника загрязнения и характеризуются преобладанием различных групп ПАУ.

Полученные результаты оценок наиболее эффективных индикаторных соотношений, а также различия КК и ТЕQ в функциональных зонах изучаемой территории представлены в табл. 3 / table 3.



**Рис. 8. Пространственные вариации соотношения An/An+Phen в почвах**  
**Fig. 8. Spatial variations of the An/An+Phen ratio in soils**



**Рис. 9. Пространственные вариации соотношения An/An+Phen в корнях**  
**Fig. 9. Spatial variations of the An/An+Phen ratio in roots**

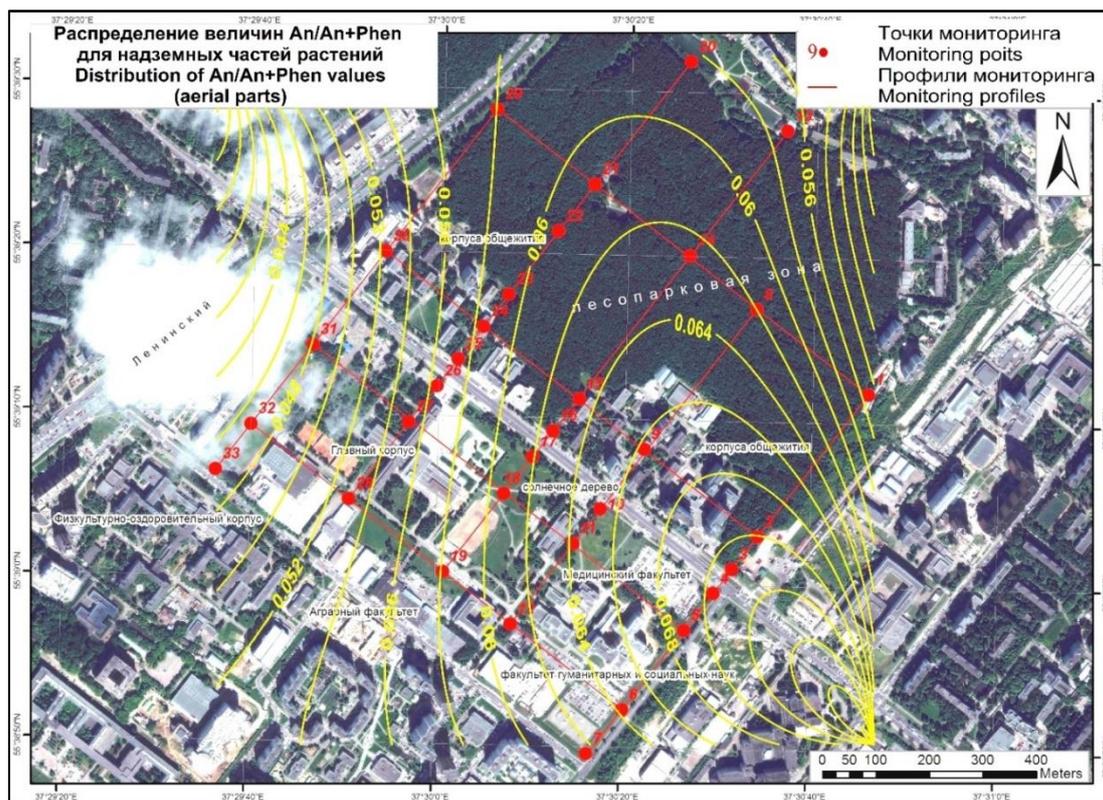


Рис. 10. Пространственные вариации соотношения An/An+Phen в надземных частях растений  
 Fig. 10. Spatial variations of the An/An+Phen ratio in aerial parts of plants

Таблица 3

Осредненные значения индикаторов локального загрязнения  
 и их вариации в функциональных зонах территории

Показатель	Лесопарковая зона	Административно-деловая зона	Транспортная зона
<b>КК</b>			
Почва-корни	0,97 (0,53-2,74)	1,52 (0,86-2,58)	1,27 (0,02-3,51)
Корни-стебли	1,47 (0,96-2,74)	1,05 (0,26-1,77)	1,03 (0,58-1,70)
<b>TEQ</b>			
– почва	15,4 (7,88-27,5)	23,9 (7,12-117,8)	371,0 (6,53-3511,7)
– корни	1,27 (5,97-21,8)	25,4 (3,14-153,0)	40,2 (5,48-203,9)
– надземная часть	0,34 (6,41-20,4)	11,9 (3,30-36,2)	36,3 (3,32-207,1)
<b>An/An+Phen</b>			
– почва	0,05 (0,03-0,09)	0,09 (0,05-0,12)	0,13 (0,00-0,23)
– корни	0,05 (0,03-0,08)	0,07 (0,02-0,13)	0,07 (0,03-0,12)
– надземная часть	0,05 (0,03-0,09)	0,05 (0,02-0,09)	0,06 (0,03-0,12)
<b>Flu/Flu+Py</b>			
– почва	0,56 (0,40-0,62)	0,50 (0,18-0,59)	0,50 (0,37-0,59)
– корни	0,64 (0,49-0,82)	0,57 (0,47-0,74)	0,50 (0,33-0,76)
– надземная часть	0,56 (0,46-0,65)	0,53 (0,42-0,65)	0,53 (0,48-0,57)
<b>BbFlu/BkFlu</b>			
– почва	2,69 (1,56-4,18)	2,41 (0,85-3,94)	3,11 (2,13-7,74)
– корни	1,99 (0,00-3,85)	2,90 (1,33-5,91)	2,80 (1,92-5,18)
– надземная часть	2,37 (0,00-3,20)	2,38 (0,00-4,00)	3,21 (1,84-5,00)
<b>BaA/BaA+Chr</b>			
– почва	0,42 (0,29-0,67)	0,45 (0,31-0,57)	0,47 (0,39-0,56)
– корни	0,40 (0,24-0,53)	0,44 (0,28-0,58)	0,40 (0,27-0,55)
– надземная часть	0,36 (0,25-0,48)	0,33 (0,05-0,49)	0,37 (0,29-0,55)
<b>BaP/Bghi</b>			
– почва	0,66 (0,38-1,12)	1,31 (0,23-3,57)	1,10 (0,09-2,13)
– корни	0,73 (0,48-0,88)	0,91 (0,22-2,20)	0,72 (0,10-1,15)
– надземная часть	0,60 (0,26-1,22)	0,67 (0,17-1,95)	0,77 (0,04-1,64)

Table 3

## Averaged values of local pollution indicators and their variations in the functional zones of the territory

Characteristic	Park zone	Administrative and social zone	Transport zone
<b>CC</b>			
Soil-roots	0.97 (0.53-2.74)	1.52 (0.86-2.58)	1.27 (0.02-3.51)
Roots-aerial parts	1.47 (0.96-2.74)	1.05 (0.26-1.77)	1.03 (0.58-1.70)
<b>TEQ</b>			
– soil	15.4 (7.88-27.5)	23.9 (7.12-117.8)	371.0 (6.53-3511.7)
– root	1.27 (5.97-21.8)	25.4 (3.14-153.0)	40.2 (5.48-203.9)
– aerial part	0.34 (6.41-20.4)	11.9 (3.30-36.2)	36.3 (3.32-207.1)
<b>An/An+Phen</b>			
– soil	0.05 (0.03-0.09)	0.09 (0.05-0.12)	0.13 (0.00-0.23)
– root	0.05 (0.03-0.08)	0.07 (0.02-0.13)	0.07 (0.03-0.12)
– aerial part	0.05 (0.03-0.09)	0.05 (0.02-0.09)	0.06 (0.03-0.12)
<b>Flu/Flu+Py</b>			
– soil	0.56 (0.40-0.62)	0.50 (0.18-0.59)	0.50 (0.37-0.59)
– root	0.64 (0.49-0.82)	0.57 (0.47-0.74)	0.50 (0.33-0.76)
– aerial part	0.56 (0.46-0.65)	0.53 (0.42-0.65)	0.53 (0.48-0.57)
<b>BbFlu/BkFlu</b>			
– soil	2.69 (1.56-4.18)	2.41 (0.85-3.94)	3.11 (2.13-7.74)
– root	1.99 (0.00-3.85)	2.90 (1.33-5.91)	2.80 (1.92-5.18)
– aerial part	2.37 (0.00-3.20)	2.38 (0.00-4.00)	3.21 (1.84-5.00)
<b>BaA/BaA+Chr</b>			
– soil	0.42 (0.29-0.67)	0.45 (0.31-0.57)	0.47 (0.39-0.56)
– root	0.40 (0.24-0.53)	0.44 (0.28-0.58)	0.40 (0.27-0.55)
– aerial part	0.36 (0.25-0.48)	0.33 (0.05-0.49)	0.37 (0.29-0.55)
<b>BaP/Bghi</b>			
– soil	0.66 (0.38-1.12)	1.31 (0.23-3.57)	1.10 (0.09-2.13)
– root	0.73 (0.48-0.88)	0.91 (0.22-2.20)	0.72 (0.10-1.15)
– aerial part	0.60 (0.26-1.22)	0.67 (0.17-1.95)	0.77 (0.04-1.64)

Судя по значениям характеристик, приведенных в табл. 3 / table 3, максимальные различия между функциональными зонами позволяют определить показатель токсичности TEQ. Также выявляются не столь яркие различия между функциональными зонами на основе соотношений An/An+Phen, BbFlu/BkFlu и BaP/Bghi. Они же демонстрируют наиболее контрастные различия между компонентами почвенно-растительной системы (An/An+Phen – только для транспортной зоны). Коэффициент Flu/Flu+Py, оказавшийся весьма эффективным для определения пирогенных проб, не позволяет четко подразделить функциональные зоны. С этой точки зрения TEF представляет наибольший интерес, хотя он (в свою очередь) не позволяет охарактеризовать генезис загрязнения.

По отношению к выделенным функциональным зонам можно отметить также высокую информативность показателя TEF. Для лесопарковой зоны эти коэффициенты имеют минимальное значение, что свидетельствует о более интенсивных процессах естественного самоочищения элементов экосистемы по сравнению с другими зонами. Максимальные значения данного коэффициента отмечены в транспортной зоне, что логично объясняется ростом нагрузок с од-

новременным снижением самоочищающей способности компонентов системы при их взаимодействии. Почвы и растения в этой зоне исчерпали свой резерв самовосстановления, а процессы накопления ПАУ в элементах системы более интенсивны, чем расход на микробиологическое поглощение.

Кроме этого, можно отметить удовлетворительную информативность соотношения BbFlu/BkFlu для элементов экосистемы транспортной зоны.

Также значимым результатом стало выявление связей между характеристикой токсичности ассоциаций ПАУ TEQ и использованными индикаторными соотношениями (табл. 2 / table 2). Наиболее четкую положительную связь с коэффициентами концентрации и показателями токсичности для всех трех сред (почв, корней и стеблей) имеет An/An+Phen. Алгоритм расчета TEQ предполагает суммирование «взвешенных» концентраций веществ-загрязнителей; роль веса играет относительная токсичность по сравнению с BaP. An и Phen имеют уровни токсичности значительно ниже BaP (как и многие прочие полиарены), и включаются в расчет с коэффициентами 0.01 и 0.001 соответственно. Таким образом, TEQ в гораздо большей степени определяется концентрациями BaP в средах.

Тесную зависимость ТЕQ и ВаР для проб почв можно объяснить совпадением вариаций An и Phen в точках наблюдений с вариациями ВаР; величины концентраций Phen и ВаР близки; они на порядок выше, чем у An. Для корней и надземных частей растений связи между концентрациями An, Phen, ВаР гораздо менее выражены: в корнях  $r(\text{ВаР-An})=0,78$ ,  $r(\text{ВаР-Phen})=0,60$ ; в стеблях  $r(\text{ВаР-An})=0,65$ ,  $r(\text{ВаР-Phen})=0,13$ . Таким образом, можно утверждать об отсутствии искусственно созданных связей (ложных корреляций) между величинами соотношений An/An+Phen и TEF (максимально зависящей от концентраций ВаР в рассмотренных нами пробах). Следовательно, величину соотношения An/An+Phen можно рассматривать как довольно эффективный независимый индикатор токсичности загрязнения, хотя сами по себе оба полиарена несравненно менее опасны для биоты, чем многие другие из списка 16 ПАУ.

### Заключение

Исследование акцентировалось на анализе локальных (импактных) эффектов загрязнения и возможности идентификации этих процессов для изменяющихся (динамических) компонентов экосистем. Несмотря на небольшую площадь территории, на ней явно выделяются три функциональные зоны с четким различием интенсивности транспортного давления по мере удаления от основных источников воздействия. Условия миграции и накопления полиаренов также заметно различны, что подтверждается пространственными вариациями КК, ТЕQ и ряда индикаторных соотношений.

Детальные исследования динамических компонентов экосистем в их взаимодействии – мощный аппарат исследования состояния и эволюции экосистем под влиянием техногенеза. Такой подход позволяет получить объективную комплексную оценку функционирования городских экосистем и определить реакцию их отдельных компонентов на динамику воздействия транспортных потоков. Воздействия складываются за счет переменных объемов выбросов ДВС, продуктов истирания шин, разрушение асфальта. Поэтому идентификация и оценка пирогенности ПАУ (она определяет распознавание источника как транспортного) в средах имеет принципиальный характер.

Задача выявления воздействий автотранспорта на прилегающие территории может быть решена картографированием репрезентативных характеристик на основе концентраций ПАУ и сопоставлением пространственных вариаций индикаторных соотношений для компонентов системы «почвы – корни – надземные части растений». Такой подход применен впервые и показал значительные вариации использованных количественных оценок пирогенного загрязнения сред. Величины индикаторных соотношений изменяются весьма контрастно, что вполне оправдано вариативностью источников загрязнения, и свойствами ПАУ, включенных в соотношения.

Подтвердилось предположение о том, что более удаленные от автотрасс зоны характеризуются убы-

вающими индикаторными соотношениями пирогенного характера (подтверждено соотношениями An/An+Phen и ВаР/Bghi).

Гипотеза о постепенной смене выраженного пирогенного характера ассоциаций ПАУ на менее выраженный от почв к надземным частям растений не оправдалась. Причина этого – значительное влияние воздушного переноса загрязнений на накопление полиаренов растениями. Это подтверждается нарастанием доли многокольцевых ПАУ в надземной части растений. Если в лесопарковой зоне их было менее 10%, то в транспортной зоне – уже около 30%. При этом корневая система препятствует проникновению этих ПАУ в надземную часть. Таким образом, явно присутствует значительный второй поток ПАУ в растение – с воздушным переносом.

Картографирование показало высокую информативность величины ТЕQ как характеристики накопления токсичных продуктов пиролиза вдоль автотрасс. Эта величина демонстрирует значительные различия выделенных функциональных зон на территории и характеризуется максимумами для транспортной зоны кампуса.

Впервые выявлены связи коэффициента токсичности ПАУ с различными комбинациями их индикаторных соотношений. Наиболее выражена положительная связь с коэффициентами концентрации и показателями токсичности для всех трех сред (почв, корней и стеблей) соотношение An/An+Phen. Это свидетельствует о высокой его информативности не только при оценках генезиса загрязнений, но и с позиций оценок опасности загрязнений.

Подчеркнем, что оценки экологических рисков при загрязнении территорий ПАУ часто проводятся на основе укрупненных методов. Это не позволяет получать наглядные результаты для компактных территорий без выраженных пиков загрязнений [5, 17]. С этой точки зрения соотношение An/An+Phen может рассматриваться как более чувствительный «инструмент» оценок рисков загрязнений. Однако данное утверждение должно быть подтверждено в будущем.

Весьма высокие значения эффективности показали соотношения Flu/ Flu+Py (97.0%); BbFlu/ BkFlu (98%), однако они практически не связаны с коэффициентами ТЕQ ни для одной из рассмотренных сред и не идентифицируют на территории функциональные зоны с различной нагрузкой.

### Список использованной литературы

1. Бачурин Б.А. Эколого-геохимическая оценка продуктов деградации нефти в условиях гипергенеза // Антропогенная трансформация природной среды. 2019. № 5. С. 8-14.
2. Боева Д.В., Хаустов А.П. Оценка влияния автотранспорта на территорию кампуса Российского университета дружбы народов // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер.: «Экология и безопасность жизнедеятельности», 2018, №4. С. 419–430.

3. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Хайбрахманов Т.С. Эколого-геохимическая оценка состояния запечатанных почв Восточной Москвы // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер.: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2017. Т. 25(4). DOI: 10.22363/2313-2310-2017-25-4-480-509
4. О состоянии и о защите окружающей среды в российской федерации в 2019. Государственный доклад. М.: Минприроды России, МГУ им. М.В. Ломоносова. 2020. 1000 с.
5. 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 РУДН. Сер.: Экология и безопасность жизнедеятельности, 2020, №2. С. 112–130. DOI: 10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130.
6. Силаева П.Ю., Хаустов А.П. Транспортная нагрузка на кампус РУДН/ Потаповские чтения–2019 [Электронный ресурс] : сборник материалов ежегодной Всероссийской научно-практической конференции, посвященной памяти доктора технических наук, профессора Александра Дмитриевича Потапова/ М-во науки и высшего образования Рос. Федерации, Нац. исследоват. Моск. гос. строит. ун-т. Электрон. дан. и прогр. (11,5Мб). Москва: Издательство МИСИ – МГСУ, 2019.
7. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В., Губанков А.А. Почвенная карта Москвы (с пояснительным текстом) // Экологический Атлас Москвы. М.: АБФ/АВФ, 2000.
8. Boehm P. D. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) / Environmental forensics. Academic Press, 1964, pp. 313–337.
9. Gatel L.A., Lauvernet C., Paniconi C. et al. Influence of soil hydrodynamic characteristics variability on surface and subsurface flows at a vegetative buffer strip scale. In: IRTG» Integrated Hydrosystem Modelling», 2015, №1.
10. Gocht T., Klemm O., Grathwohl P. Long-term atmospheric bulk deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rural areas of Southern Germany. Atmospheric Environment, 2007, Vol. 41(6). Pp. 1315–1327. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.09.036.
11. IUSS Working Group WRB. 2014. World reference base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome
12. Kalf D.F., Crommentuijn G.H., Posthumus R. Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Report no. 679101018. National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven, The Netherlands, 1995, 177 p.
13. Khaustov A., Redina M. Fractioning of the polycyclic aromatic hydrocarbons in the components of the non-equilibrium geochemical systems (thermodynamic analysis). Applied Geochemistry, 2020, Vol. 120, P. 104684. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2020.104684.
14. Khaustov A.P., Redina M.M. Indicator Ratios of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Geoenvironmental Studies of Natural and Technogenic Objects. Water resources, 2017, Vol. 44 (7), P. 903-913. DOI: 10.1134/s0097807817070065.
15. Khaustov A., Redina M., Kenzhin Z., Gabov D., Yakovleva E. Identification of the state of the soil-plant systems on the RUDN-University campus (based on PAH concentrations). In E3S Web of Conferences, 2020, Vol. 169. Pp. 1015. DOI: 10.1051/e3sconf/202016901015.
16. Khaustov A.P., Redina M.M. Geochemical markers based on concentration ratios of PAH in oils and oil-polluted areas. Geochemistry International, 2017, Vol. 55(1), P. 98-107. DOI: 10.1134/s0016702916120041.
17. 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, Vol. 11, Pp. 121–127. DOI: 10.1016/0883-2927(95)00076-3.
18. Moyo S., McCrindle R., Mokgalaka N., Myburgh J., & Mujuru M. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from polluted rivers. Pure and Applied Chemistry, 2013, Vol. 85(12). Pp. 2175-2196. DOI: 10.1351/pac-con-12-10-08.
19. Nisbet I. C., Lagoy P. K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Regulatory toxicology and pharmacology, 1992, Vol. 16(3). Pp. 290-300. DOI: 10.1016/0273-2300(92)90009-x.
20. 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, Vol. 180 (1-3). Pp. 590-601. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.04.074.
21. Pandey P.K., Patel K.S., and Lenicek J. Polycyclic aromatic hydrocarbons: Need for assessment of health risks in India? Study of an urban-industrial location in India. Environmental Monitoring and Assessment, 1999, Vol. 59. Pp. 287–319.
22. Park S.U., Kim J.G., Jeong M.J. and Song B.J. Source identification of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in industrial complex using diagnostic ratios and multivariate factor analysis. Archives of the Environmental Contamination and Toxicology, 2011, Vol. 60. Pp. 576–589.
23. Sampath S., Shanmugam G., Selvaraj K.K., Ramaswamy B.R. Spatio-temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric air of Tamil Nadu, India, and human health risk assessment. Environmental Forensics, 2015, Vol. 16(1). Pp. 76–87. DOI: 10.1080/15275922.2014.991002.
24. Sakari M. Depositional history of polycyclic aromatic hydrocarbons: reconstruction of petroleum pollution record in peninsular Malaysia. Organic pollutants ten years after the stockholm convention // Environmental and Analytical Update. Ed. Tomasz Puzyn and Aleksandra Mostrag-Szlichtyng. InTech. 472 p.
25. Shamilishvili G.A., Abakumov E.V., Gabov D.N., Alekseev I.I. Features of fractional composition of polycyclic aromatic hydrocarbons and multielement contamination of soils of urban territories and their hygienic characteristics (on the example of soils of functional zones of Saint-Petersburg). Gigiena i Sanitaria (Hygiene and Sanitation, Russian journal) 2016; Col. 95(9).

Pp. 827-837. (In Russ.). DOI: 10.18821/0016-9900-2016-95-9-827-837.

26. Soclo, H. H. & 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. Pp. 387–396. DOI: 10.1016/s0025-326x(99)00200-3.

27. 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, Vol. 43. Pp. 187–196.;

28. Tukey J.W. The future of data analysis. The annals of mathematical statistics, 1962, Vol. 33(1). Pp. 1-67.

29. Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R., et al.: PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem*, 2002, Vol. 33. Pp. 489–515. DOI: 10.1016/s0146-6380(02)00002-5.

### References

1. Bachurin, B. A. (2019) Ecological and geochemical assessment of oil degradation products under hypergenesis conditions. *Anthropogenic transformation of the natural environment*. N. 5. Pp. 8–14.

2. Boeva, D. V., & Khaustov, A. P. (2018) Assessment of the impact of motor transport on the campus of the Peoples Friendship University of Russia. *Bull. of the Peoples Friendship University of Russia. Ser.: Ecology and life safety*. Vol. 4. Ppp. 419-430 (in Russian).

3. Nikiforova, E. M., & Kosheleva, N. E., & Khaybrakhmanov, T. S. (2017) Ecological and geochemical assessment of the state of sealed soils in Eastern Moscow. *Bull. of the Peoples ' Friendship University of Russia. Ser.: Ecology and life safety*. DOI: 10.22363/2313-2310-2017-25-4-480-509 (in Russian).

4. On the state and protection of the environment of the Russian Federation in 2019. State report. Moscow, Ministry of Natural Resources of Russia; Lomonosov Moscow State University, 1000. (in Russian).

5. Redina, M. M., & Khaustov, A. P., & Li, X., & Kenzhin, Zh. D., & Silaeva, P. Yu. (2020) 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*. Vol. 28(2), Pp. 112–130. DOI: 10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130 (in Russian).

6. Silaeva, P. Yu., & Khaustov, A. P. (2019) Transport load on the RUDN University campus. Potapov Readings. Moscow: *MISI – MGSU Publ.* Pp. 142–146. (in Russian).

7. Stroganova, M. N., & Myagkova, A. D., & Prokofieva, T. V., & Gubankov, A. A. Soil map of Moscow (with explanatory text). *Ecological Atlas of Moscow*, Moscow, ABF, 2000.

8. Boehm, P. D. (1964) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Environmental forensics*. Academic Press. P. 313–337.

9. Gatel, L. A., & Lauvernet, C., & Paniconi, C. et al. (2015) Influence of soil hydrodynamic characteristics variability on surface and subsurface flows at a vegetative

buffer strip scale. In: *IRTG» Integrated Hydrosystem Modelling»*. N 1.

10. Gocht, T., & Klemm, O., & Grathwohl, P. (2007) Long-term atmospheric bulk deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rural areas of Southern Germany. *Atmospheric Environment*. Vol. 41 (6). Pp. 1315–1327. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.09.036.

11. IUSS Working Group WRB (2014). World reference base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports*. No. 106. FAO, Rome

12. Kalf, D. F., & Crommentuijn, G. H., & Posthumus, R. (1995) Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Report no. 679101018. National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven, The Netherlands. 177 P.

13. Khaustov, A., & Redina, M. (2020) Fractioning of the polycyclic aromatic hydrocarbons in the components of the non-equilibrium geochemical systems (thermodynamic analysis). *Applied Geochemistry*. Vol. 120. P.104684. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2020. 104684.

14. Khaustov, A., & Redina, M., & Kenzhin, Z., & Gabov, D., & Yakovleva, E. (2020) Identification of the state of the soil-plant systems on the RUDN-University campus (based on PAH concentrations). In *E3S Web of Conferences*. Vol. 169. P. 1015. DOI: 10.1051/e3sconf/202016901015.

15. Khaustov, A. P., & Redina, M. M. (2017) Geochemical markers based on concentration ratios of PAH in oils and oil-polluted areas. *Geochemistry International*. Vol. 55(1). Pp. 98–107. DOI: 10.1134/s0016702916120041.

16. Khaustov, A. P., & Redina, M. M. (2017) Indicator Ratios of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Geo-environmental Studies of Natural and Technogenic Objects. *Water resources*. Vol. 44 (7). Pp. 903–913. DOI: 10.1134/s0097807817070065.

17. Maliszewska-Kordybach, B. (1996) Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: Preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Appl. Geochem*. Vol. 11. DOI: 10.1016/0883-2927(95)00076-3.

18. Moyo, S., & McCrindle, R., & Mokgalaka, N., & Myburgh, J., & Mujuru M. (2013) Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from polluted rivers. *Pure and Applied Chemistry*. Vol. 85(12), P. 2175–2196. DOI: 10.1351/pac-con-12-10-08.

19. Nisbet, I. C., & Lagoy, P. K. (1992). Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory toxicology and pharmacology*. Vol. 16(3), Pp. 290–300. DOI: 10.1016/0273-2300(92)90009-x.

20. Orecchio, S. (2010) 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*. Vol. 180 (1–3) Pp. 590–601. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.04.074.

21. Pandey, P. K., & Patel, K. S., & Lenicek, J. (1999) Polycyclic aromatic hydrocarbons: Need for as-

assessment of health risks in India? Study of an urban-industrial location in India. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 59. Pp. 287–319.

22. Park, S. U., & Kim, J. G., & Jeong, M. J. & Song, B. J. (2011) Source identification of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in industrial complex using diagnostic ratios and multivariate factor analysis. *Archives of the Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 60, Pp. 576–589.

23. Sampath, S., & Shanmugam, G., & Selvaraj, K. K., & Ramaswamy, B. R. (2015) Spatio-temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric air of Tamil Nadu, India, and human health risk assessment. *Environmental Forensics*. Vol. 16(1), Pp. 76–87. DOI: 10.1080/15275922.2014.991002.

24. Sakari, M. Depositional history of polycyclic aromatic hydrocarbons: reconstruction of petroleum pollution record in peninsular Malaysia. Organic pollutants ten years after the stockholm convention. *Environmental and Analytical Update*. Ed. Tomasz Puzyn and Aleksandra Mostrag-Szlichtyng. InTech. P. 472.

25. Shamilishvili, G. A., & Abakumov, E. V., & Gabov, D. N., & Alekseev, I. I. (2016) Features of frac-

tional composition of polycyclic aromatic hydrocarbons and multielement contamination of soils of urban territories and their hygienic characteristics (on the example of soils of functional zones of Saint-Petersburg). *Gigiena i Sanitaria (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*; Vol. 95(9): Pp. 827–837. (In Russian). DOI: 10.18821/0016-9900-2016-95-9-827-837.

26. Soclo, H. H. & Garrigues, P. & Ewald, M. (2000) Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Mar. Pollut. Bull.* Vol. 40. Pp. 387–396. DOI: 10.1016/S0025-326X(99)00200-3.

27. Țigănuș, D., & Coatu, V., & Lazăr, L. et al. (2010) Identification of the Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from the Romanian Black Sea Sector. «Cercetări Marine». Vol. 43. Pp. 187–196.

28. Tukey, J. W. (1962) The future of data analysis. *The annals of mathematical statistics*. Vol. 33(1), Pp. 1–67.

29. Yunker, M. B., & Macdonald, R. W., & Vingarzan, R. (2002) PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem.* Vol. 33. Pp. 489–515. DOI: 10.1016/S0146-6380(02)00002-5.

Дата поступления в редакцию: 26.04.2021

Дата рецензирования: 28.04.2021

Дата принятия к публикации: 14.05.2021

**Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках:**

Хаустов А.П., Редина М.М. Оценка пирогенного загрязнения почвенно-растительной системы на основе геохимических маркеров для локальной модели транспортной нагрузки месторождений // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 65–86. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-65-86.

**Please cite this article in English as:**

Khaustov A.P., Redina M.M. Assessment of the pyrogenic pollution of the soil-plant system on the base of geochemical markers for a local model of transport pressure. *Anthropogenic Transformation of Nature*. 2021. Vol. 7. No. 1. P. 65–86. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-65-86.

УДК 504.75+631.4: 504.4.054

Тип статьи: Оригинальная (исследовательская)

DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-87-101

**Артамонова Валентина Сергеевна**Институт почвоведения и агрохимии СО РАН РАН  
630090, Новосибирск, пр. Лаврентьева, 8/2e-mail: [artamonovavs@yandex.ru](mailto:artamonovavs@yandex.ru); [artamonova@issa-siberia.ru](mailto:artamonova@issa-siberia.ru)

ORCID: 0000-0001-8606-7975

**Бортникова Светлана Борисовна**Институт нефтегазовой геологии и геофизики  
им. акад. А.А. Трофимука СО РАН

630090, Новосибирск, пр. Коптюга, 3

e-mail: [Bortnikovasb@ipgg.sbras](mailto:Bortnikovasb@ipgg.sbras)

ORCID: 0000-0003-1691-7406

**Черный Николай Константинович**Институт нефтегазовой геологии и геофизики  
им. акад. А.А. Трофимука СО РАНe-mail: [wulfgar.nk@gmail.com](mailto:wulfgar.nk@gmail.com)

ORCID: 0000-0002-1879-2304

**Valentina S. Artamonova**Institute of Soil Science and Agrochemistry  
8/2, Lavrentjev pr., Novosibirsk, Russia,  
630090**Svetlana B. Bortnikova**Trofimuk Institute of Petroleum Geology and  
Geophysics of the SB RAS  
3, pr.acad. Koptug, 3 Novosibirsk, 630090,  
Russia**Nikolayi K. Chernyy**Trofimuk Institute of Petroleum Geology and  
Geophysics of the SB RAS  
3, pr.acad. Koptug, 3 Novosibirsk, 630090,  
Russia**ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ ВОВЛЕЧЕНИЯ ОТХОДОВ ОБОГАЩЕНИЯ  
ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКИХ И ЖЕЛЕЗНЫХ РУД В БИОЛОГИЧЕСКУЮ КОНСЕРВАЦИЮ**

Отходы рудообогачения - это мелкодисперсный материал, который представляет собой серьёзную проблему загрязнения окружающей среде. Однако высокое остаточное содержание в них редких и благородных металлов, а также ценных металлоидов обуславливает сохранение техногенных образований как вторичного минерального сырья. Это диктует поиск экологически безопасной консервации отходов с их последующим освоением. В сообщении акцентируется внимание на снижении фитотоксичности отходов и применение биоаугментации - привноса в корнеобитаемый слой экзогенного растительного вещества и азотобактерий, способствующих оптимизации минерального питания фитоконсервантов. В статье рассматриваются физико-химические параметры отходов обогачения полиметаллических руд до и после химической мелиорации, приводится информация об изменении в составе водорастворимых форм элементов металлов (Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd, Co, Ni), уменьшении в анионном составе содержания сульфат-иона, появлении гидрокарбонатов. Экспериментально установлено, что после химической мелиорации отработанных шлаков возрастает их жизнеспособность для проростков овса посевного и горчицы белой. После мелиорации наблюдается увеличение их морфометрических показателей. Особенно позитивно на снижение кислотности и подвижность металлов реагирует горчица. Увеличивается сухой вес её проростков - почти на 30% по сравнению с контролем. При инокуляции семян горчицы суспензией живой культуры бактерии *Azotobacter chroococcum* наблюдается удлинение её корней и повышается их вес. Показано, что рост корней горчицы активизируется также на отходах железорудного обогачения, подверженных лесной рекультивации. Но в таких условиях жизнедеятельные азотобактерии проявляют свечение, особенно интенсивное в мелких песчаных фракциях. Хемоллюминесцентные реакции обеспечивают выживание азотобактерий при развитии свободно радикальных реакций, вызванных остаточным содержанием магнитного железа и лигнина в среде обитания. Выявленные особенности роста проростков овса и горчицы, как и азотобактерии, на отходах обогачения руд следует учитывать при разработке технологий повышения биогенности поверхности отходов *in vivo*, для аргументации использования биоаугментации при создании технологий экологически безопасной консервации отходов без привлечения плодородного слоя почв - невозполнимого природного ресурса.

**Ключевые слова:** отходы рудообогачения; биоконсервация; токсичность; окружающая среда.

**PROBLEMS AND PROSPECTS OF INVOLVING WASTE FROM POLYMETALLIC AND IRON ORE  
PROCESSING IN BIOLOGICAL CONSERVATION**

Ore enrichment waste is a fine material that poses a serious environmental problem. However, the high residual content of rare and precious metals, as well as valuable metalloids, determines the preservation of technogenic formations as secondary mineral raw materials. This dictates the search for environmentally safe conservation of waste before its

subsequent development. This report focuses on reducing the phytotoxicity of waste and the use of bioaugmentation - the introduction of exogenous plant matter and azotobacteria into the root layer, which contributes to the optimization of the mineral nutrition of phytoconservants. The article examines the physical and chemical parameters of polymetallic ore dressing waste before and after chemical reclamation, provides information on changes in the composition of water-soluble forms of metal elements (Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd, Co, Ni), a decrease in the anionic content of the sulfate ion, and the appearance of hydrocarbonates. It is experimentally established that after chemical reclamation of spent slags, their viability for seedlings of oats and white mustard increases. After reclamation, there is an increase in their morphometric indicators. Mustard reacts especially positively to the decrease in acidity and mobility of metals. The dry weight of its seedlings increases-by almost 30% compared to the control. When mustard seeds are inoculated with a suspension of a live culture of the bacterium *Azotobacter chroococcum*, its roots elongate and their weight increases. It is shown that the growth of mustard roots is also activated on iron ore processing waste that is subject to forest reclamation. But in such conditions, vital azotobacteria exhibit a glow, especially intense in small sand fractions. Chemoluminescent reactions ensure the survival of azotobacteria in the development of free radical reactions caused by the residual content of magnetic iron and lignin in the habitat. The revealed features of the growth of oat and mustard seedlings, as well as azotobacteria on ore dressing waste, should be taken into account when developing technologies to increase the biogenicity of the waste surface in vivo, to argue for the use of bioaugmentation in creating technologies for environmentally safe waste conservation without involving the fertile soil layer - an irreplaceable natural resource.

**Key words:** ore processing waste; bioconservation; toxicity; environment.

### Введение

Складированные десятилетиями отходы производства – хвосты обогащения полиметаллических и агломерации железных руд, а также их концентратов в отвалы и хвостохранилища представляют собой потенциальный источник ценного вторичного сырья, но небезопасного для окружающей среды. Наиболее вредными для природы и людей являются отходы переработки сульфидных мышьяк-содержащих полиметаллических руд и пирометаллургического передела их концентратов. Снижение и устранение негативного влияния обогатительного производства на качество жизнеобитаемой среды актуально во всем мире, в том числе и в нашей стране: на Урале, в Сибири, Приморском крае, Карелии, Северной Осетии и других регионах. Сульфидные отходы обогащения разного возраста представляют собой объекты наибольшего экологического вреда вследствие высоких концентраций экотоксикантов, мигрирующих со шламистыми и силикатными частицами с поверхности техногенных тел воздушным и водным путём, а также из их толщи с подотвальными и грунтовыми водами. В связи с этим, решение проблем снижения миграции металлов и других компонентов внутри хвостохранилищ и за их пределы чрезвычайно актуально. Не случайно в последнее время большое внимание уделяется мониторингу состояния и загрязнения окружающей среды на территориях объектов размещения отходов согласно ГОСТу [13] и в соответствии с требованиями Федерального закона РФ «Об отходах производства и потребления», вышедшего в 2020 г. [36]. Обоснование класса опасности (токсичности) отходов включает сведения о токсикологическом, санитарно-гигиеническом и физико-химическом состоянии компонентов отходов [27]. Перечень эколого-гигиенических показателей включает данные о подавлении роста аэробной бактерии - азотобактера и процессов биологической активности, а также фитотоксичности, что особенно важно в отношении оценки их жизнепригодности, как среды обитания биопоселенцев – почвообра-

зователей, предполагаемых в использовании составления предложений (рецептур) биоконсервации отходов для снижения их опасности (токсичности). Биологические методы закрытия поверхности обогащения полиметаллических и железных руд, как основы санитарно-гигиенического направления рекультивации, разработаны недостаточно. В настоящее время для минимизации экологического вреда отходов предлагается применение кислотонейтрализующего вермикулит-сунгулитового сырья и карбонатитовых отходов обогащения медно-никелевых руд в Карелии [24, 32, 47], известняка - в Забайкалье [15], а также ковровых дернин и биоматов в Якутии [17, 18, 30]. Состав растений в последнем варианте включал набор однолетних и многолетних трав - наполнителей механического каркаса геоматов, в том числе рекомендованных ранее для обсеменения откосов и насыпей [22]. Но растения быстро погибают из-за стресса, вызванного повышенной кислотностью, низкой зимостойкости и частых ветров. В техногенных условиях Севера многие виды бобовых (клевер белый, красный, розовый, люпиновидный; люцерна; донник и другие виды) вымерзают в первую же перезимовку [48]. Злаковые травы, такие виды, как овсяница луговая, тимофеевка луговая, ежа сборная, вымерзали в первую перезимовку, костёр безостый выпадал из травостоя на 2–3 год.

В Сибири, в частности, в Кузбассе, биоконсервацию отходов предполагается достичь с участием санитарно-защитных насаждений с последующим культурным задернением открытых участков. Однако искусственное облесение техногенных отходов обогащения руд, заимствованное из многолетнего опыта лесной рекультивации отходов угледобычи Урала и Кузбасса, усугубляется хронической фитотоксичностью, высоким содержанием пирогенного материала, гипергенез которого ещё предстоит. Не случайно, в 2019 г. были внесены изменения в Правила проведения рекультивации и консервации на полигонах токсичных отходов [28], которые предусматривают организацию работ по искусственному и комбинирован-

ному лесовосстановлению или лесоразведению путём использования саженцев только с закрытой корневой системой для обеспечения приживаемости растений. Но такая защита не долгосрочна, также она не обеспечивает оптимальное корневое питание, негативные последствия дефицита которого проявляются на участках многолетнего облесения в районах угледобычи. В этой связи, продолжается поиск улучшения корнеобитаемого слоя растений в лесных посадках, испытывается привнос традиционных и альтернативных субстратов органогенного состава и почвоулучшителей, способствующих корневому питанию фито-консервантов, а также минеральных и известковых удобрений, биодобавок, в том числе микробного происхождения. Он позволит расширить список наилучших доступных технологий биорекультивации и биоконсервации [14].

Вместе с тем, биоконсервация отходов обогащения полиметаллических и железосодержащих руд в Сибири, как и в других регионах России, разработана недостаточно, поскольку в исходном виде такие субстраты очень специфичны. Они не имеют большой ценности как материнские породы для формирования почвоподобных тел (молодых почв), поскольку характеризуются кислой (или близкой к ней) средой, не содержат элементы-биогены, но концентрации металлов и металлоидов превышают кларки литосферы. Помимо этого, механический состав отходов состоит из грубозернистых песчаных механических элементов техногенного генезиса, отчего они подвержены ветровой и водной эрозии. В научной литературе подобные техногенные образования рассматриваются, как пески собственно техногенные, созданные в результате механического, химического и термического воздействия на горные породы [38]. Их зачастую называют искусственными пустынями или техногенными дюнами, но от последних они отличаются низкой биогенностью и зачастую высоким содержанием потенциально токсичных элементов. Гранулометрический состав техногенных отходов зависит от технологических требований помола исходной руды. Минеральный состав сложен преимущественно алюмосиликатами вмещающих пород с остаточными сульфидами металлов и оксидами железа.

В поверхностной толще полиметаллических отходов сульфидная часть подвергается аэробному окислению с образованием растворимых соединений, обеспечивающих миграцию различных элементов, в том числе тяжёлых и других металлов разной категории опасности с тальми и дождевыми потоками, а внутри тела хвостов - с поровыми водами [7]. Окисление сульфидов металлов сопровождается образованием растворимых форм элементов по всему профилю отвальной толщи и формированием кислых дренажей. Особенно нежелательно образование вторичных сульфатов, усугубляющее ситуацию с уровнем кислотности и миграцией металлов [15]. Наиболее высокоминерализованные рассолы с ультракислой

средой формируются в отвалах сульфидных концентратов [41]. В хвостах обогащения горно-обогательного производства могут накапливаться такие халькофильные элементы, как Hg, Se, Cd и др., которые изначально сопровождали полезные компоненты в рудах, но не были извлечены в ходе их обогащения [4]. С потоком вод, инфильтрующихся через техногенные пески, интенсивно мигрируют Si, Al, Zn, Fe, Cu, Mn, Co, Ni и другие металлы [15]. В результате гипергенных преобразований гипогенные минералы и породы, слагающие хвостохранилища, претерпевают изменения, могут втрое увеличивать суммарную минерализацию прилегающих водотоков относительно фоновых показателей содержания Ca, Mg, Fe, Pb, Zn, Cu, Mn, Al, Cd, Co, Be, Sr, Ni, S [34]. Что касается хвостов обогащения железных магнетитовых руд, то они являются источником железа в дренажных потоках и оксидов - FeO, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, распространяющихся в виде пыли. В хвостах также регистрируется S, As (в остаточных компонентах после термической обработки), а также токсичные и радиоактивные элементы [24, 31]. Отходы обогащения железных руд относят к группе «кислых» [25, 24]. Этому способствует присутствие остаточного пирита (FeS<sub>2</sub>) и пирротина (FeS). Внедрение новых магний содержащих добавок вместо доломита для повышения прочности агломератов сопровождается увеличением в хвостах количества ферритов и алюмосиликоферритов [24], что не благоприятствует нейтрализации кислотности.

Специфической особенностью отходов обогащения железосодержащих руд и их концентратов является присутствие в хвостах магнитных форм Fe, которые, в первую очередь, определяются количеством магнетита. Максимальное присутствие магнитных минералов в лежалых отходах агломерации железосодержащих руд приурочено к мелкозёмистой фракции частиц размером 0,315 – 0,14 мм [24]. В последнее десятилетие потери Fe<sub>маг</sub> в ходе агломерации снизились, например, на Абагурской фабрике (Кузбасс), за счёт постепенной реконструкции сепараторов [39], но в лежалых отходах такое железо присутствует. Магнитное железо может негативно влиять на выживание первичных поселенцев хвостовых песков. Подавление роста и развития растений под воздействием магнитного поля наблюдалось среди представителей злаковых и бобовых семейств уже в самом начале их роста [10]. Ферромагнетизм активизирует свободно радикальные реакции, которые негативно отражаются на росте проростков, фосфорилировании и в конечном итоге, - на ухудшении метаболизма растений, что замедляет их продуктивность. Магнитные свойства присущи различным химическим элементам. Ферромагнитные свойства проявляют Fe и Co, диамагнитные - Cu, Ag, Au, а парамагнитные - Ti [12].

Несмотря на отсутствие растительного покрова на их поверхности, они не безжизненны. На отходах обогащения сульфидных руд Уральского региона развиваются железозакисляющие, серо- и пирит-окисляю-

щие микроорганизмы, а также сульфатредуцирующие и ацидотолерантные гетеротрофные бактерии и микромицеты [37], на отходах обогащения железной руды в районе Курской магнитной аномалии - микробные деструкторы органического вещества [26], на отходах цианирования в Западной Сибири - азотобактерии [5], на кислых отходах цианирования в Словакии - почвенные бактерии и орибатиды-панцирные клещи [43]. На поверхности хвостов обогащения полиметаллических и железных руд Кузбасса и в биогенно неразвитых эмбриозёмах Кузбасса присутствуют несовершенные микромицеты - плесневые грибы и азотобактерии, продуценты гумусоподобных веществ. Микроорганизмы обнаружены в жизнеспособном и жизнедеятельном состоянии, их колонии могут быть измельчены [2], у микромицетов – диморфны, у бактерий - полиморфны [6]. Азотобактерии регистрируются на фоне повышенного содержания As, U, Th, тяжёлых металлов. Адаптивные реакции неповреждённых клеток на экотоксиканты могут контролироваться определёнными генами и плазмидами. Благодаря им реализуется капсулообразование, слизиыведение, спорообразование, адгезия к субстрату, синтез токсичных метаболитов, продуцирование запасных веществ, пигментообразование, таксис и другие. Иногда проявляется реверсирование. Травмированные клетки также обнаруживают способность сохранять приспособительные механизмы, благодаря репарации - исправлению повреждений ДНК, в том числе находясь в олиготрофных средах [1]. В хвостах полиметаллических руд может наблюдаться новообразование наноразмерных органометаллических форм [5]. Наночастицы могут участвовать как в формировании комплексных соединений, так и гетерополярных солей с гумусовыми кислотами. По способности образовывать соединения с гумусовыми веществами различные катионы располагаются в ряду:  $Fe^{3+} > Al^{3+} > Fe^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} > Co^{2+} > Pb^{2+}$ . Их дефицита в хвостах нет, но есть недостаток гумусовых веществ, что не способствует связыванию токсичных металлов, и поэтому снижение загрязнения маловероятно. Подобные формы особенно подвижны, они могут транспортироваться в ризосферу растений, в локусы обитания гетеротрофных микроорганизмов, а значит, влиять на особенности среды их обитания. При этом, развитие гетеротрофных микроорганизмов в техногенной среде лимитировано содержанием доступной органической пищи. Запас  $C_{орг}$  в биогенно неразвитых эмбриозёмах, например, на отходах обогащения железных руд, по нашим наблюдениям, очень низкий: 1-2%.

Повышение биогенности путём посева многолетних трав, в частности, бобовых, вызывает пока определённые сомнения. Как показали наблюдения за продуктивностью люцерны посевной для обеспечения отходов, менее токсичных, чем отходы рудообогащения, в районе угольного разреза «Коркинский», азотсодержащим органическим веществом, она была низкой [31]. Практически не способными к самовозоб-

новлению были и посевы люцерны гибридной на отвалах этого же разреза, поскольку семена очень плохо всходили. Состояние посевов другого бобового растения - клевера лугового, испытанного на углеотвалах в Кузбассе, также было удручающим [21], хотя в отдельные годы отмечались всплески плотности за счёт появления проростков и ювенильных растений, но в большинстве случаев они быстро погибали. Выживанию люцерны на отходах железорудного обогащения способствовал привнос обеззараженных осадков сточных вод [8, 9]. На примере слабо гумусированных серых лесных почв Алтайского края, соседствующего с Кузбассом, установлено, что значительно повышает урожай клевера лугового мелиорация с применением фекалия, в том числе в комбинации с  $N_{60}P_{60}K_{60}$ , особенно люцерны синегибридной, так как она характеризуется слабой генетической устойчивостью к почвенной кислотности [35]. Не исключено, что ослабление роста клевера на отвалах вскрышных пород в районах угледобычи обусловлено труднодоступностью физиологически необходимых соединений, поскольку кислотность корневых выделений клевера составляет 7–8 (например, у люпина, 4–5). Возможно, клевер луговой и люцерна синегибридная положительно отреагируют на действие известково-содержащих мелиорантов накануне биоконсервации отходов, а в дальнейшем окажутся важным компонентом травосмесей при создании дернины, но пока такие исследования на отходах рудообогащения не проводились. Ранее в лабораторных условиях нами было продемонстрировано [3], как влияет компостирование городских растительных отходов на рост проростков клевера ползучего и фацелии, в том числе на фоне применения удобрений. Оба растения проявили большую предпочтительность к таким условиям по сравнению с бедным городским субстратом. Поэтому разработка экологически целесообразных и экономически приемлемых способов биоаугментации как части технологии биоконсервации поверхности техногенных отходов актуальна. Создание стабильно продуктивных сеяных трав невозможно без обеспечения биохимической активности олиготрофного корнеобитаемого слоя, поскольку в нём недостаточно растительных остатков и их биодеструкторов, а также микробных минерализаторов и гумификаторов. Внесение экзогенного биоматериала в техногенные отходы, растительных остатков или отходов органического происхождения, а также гетеротрофных микроорганизмов, в том числе из токсобных вод, например, подотвальных или дренажных, в которых они уже адаптированы к экотоксикантам, будет способствовать стабилизации корневого питания фитоконсервантов. Такой информации в отношении отходов рудообогащения практически нет, что послужило основанием для биотестирования жизнеспособности отработанных отходов для овса посевного, горчицы белой и местных штаммов гетеротрофных азотобактерий с целью использования их в полевых экспериментах для аргу-

ментации применения в биоаугментации. Задачи работы предусматривали выявление особенностей развития растений на ранних этапах жизни в шлаках отходов обогащения полиметаллических руд после химической мелиорации и в техногенных песках железорудного обогащения на фоне лесной рекультивации.

#### Материал и методика

Экспериментальные исследования были ориентированы на использование в качестве улучшителей состояния корнеобитаемого слоя отходов обогащения полиметаллических руд бывшего цинкового завода (г. Белово), отходов цианирования золотосодержащих руд (пос. Урск) и отходов железорудного обогащения (г. Новокузнецк), расположенных в Кемеровской области. Выбор растений обусловлен тем, что овес посевной и горчица белая используются при определении токсичности среды обитания и также для улучшения структуры почв, повышения их буферности, ёмкости поглощения, влагоёмкости, что обуславливает их принадлежность к сидеральным культурам. Сидерация (от фр. *sidération* < лат. *sidere* оседать, оставаться лежать) – агротехнический приём, который, может оказаться перспективным для создания благоприятного корнеобитаемого слоя для растений, используемых в создании дернины и осуществлении биоконсервации. Семена этих растений экономически доступны. Вместе с тем, овёс характеризуется хорошей урожайностью надземной биомассы, горчица белая – длинными корнями, которые способствуют формированию органогенного запаса в отходах. Изучение развития азотобактера *Azotobacter chroococcum* определялось его включением в список показателей оценки класса токсичности отхода и одновременно его полифункциональностью, способностью выживать в экстремальных условиях, продуцировать ростстимулирующие и гумусоподобные соединения, сидерофоры, полисахариды, фиксировать азот атмосферы и т.д.

В данном сообщении приводятся результаты реагирования проростков растений на хемомелиорацию полиметаллических отходов цинкового завода в г. Белово, функционировавшего более 70 лет на городской территории и обрекающего на загрязнение жизненно важные сферы не только в пределах моногорода, но и за его пределами. С 1934 по 1994 гг. на территории завода накоплено около 1 млн. т шлаковых отходов, содержащих высокие концентрации металлов (Zn, Cu, Co, Ni, Pb и др.) и металлоидов (As, Sb, Se) [40]. Интенсивное распространение химических элементов идёт с дренажными водными потоками и путём переноса пыли далеко за пределы складирования отходов [11]. Максимум содержания Zn зарегистрирован в почвах около отвалов: он соответствует 60-кратному превышению регионального фонового содержания, но по мере удаления от отвалов, на расстоянии 300 м отмечается уже 17-кратное и на расстоянии 5 км – 5-кратное превышение фонового содержания металла [29]. Общий ущерб окружающей среде,

вызванный загрязнением почвенных и водных ресурсов в районе Беловского завода в 2011 г. составил 156 млн. долларов и по прогнозам на 2030 г. мог бы достичь 480 млн. долларов. В 2013 г. ООО «Рециклинг» начало рекультивацию этого отвала с предварительным извлечением остаточного содержания Zn, Cu, Au, Ag и последующей нейтрализацией кислотности техногенных отходов известковым молоком -  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  для биоконсервации поверхностной толщии шламового отвала, её закрепления путём создания санитарно-защитных насаждений и культурного задернения техногенного элювия. Но информация о влиянии мелиорации на снижение фитотоксичности отходов обогащения отсутствует, как и сведения о предпочтении использования того или иного вида растения для биоконсервации после химической мелиорации. Отходы цианирования золотосодержащих руд имеют возраст более 90 лет, расположены в 300 м от пос. Урск; отходы железорудного обогащения складированы на территории Абагурского хвостохранилища на окраине г. Новокузнецка.

Пробы шлаковых отходов цинкового завода были отобраны как с отработанного отвала, так и с нейтрализованного через 1,5 месяца после известкования поверхности. Значения pH вытяжек измеряли потенциометрическим методом на приборе «Эконикс-Эксперт». Химический состав шлакового отхода и отхода цианирования определяли методом энергодисперсионного рентгенфлуоресцентного анализа с использованием синхротронного излучения (РФА-СИ) в Сибирском Центре синхротронного и терагерцового излучения ЦКП «СЦСТИ» в ИЯФ СО РАН на станции локального и сканирующего рентгенфлуоресцентного элементного анализа "Комплекс ВЭПП-4 – ВЭПП-2000" (аналитик – Ю.П. Колмогоров) [46]. Электропроводность в водных вытяжках замеряли кондуктометром Cond 315 i WTW. Эксперименты с растениями осуществляли в лабораторных условиях. На дно чашек Петри размещали техногенный субстрат, покрывали его бумажным фильтром, увлажняли стерильной водой, затем раскладывали семена в количестве 25 штук. Повторность опыта 5-кратная. Контролем служила вода. Определяли всхожесть семян, осуществляли измерение длины и высоты проростков (у овса через 7 суток, у горчицы и редьки – через 6 суток), после чего ростки и корешки высушивали для взвешивания. Азотобактер выращивали на голодной среде (Эшби). Хемоллюминесценцию азотобактера регистрировали с помощью инновационного продукта – ручки invisible ink black light. Полученные результаты подвергали статистической обработке. Достоверными считали различия при  $p \leq 0,05$ . Содержание химических элементов в приведённых таблицах соответствует средним арифметическим показателям, стандартные ошибки которых не превышают 10%.

#### Результаты

Установлено, что в исходных субстратах присутствует высокое содержание химических элементов 1–

3 классов. Среди металлов, наибольшей концентрацией характеризуются Cu, Zn и Pb (табл. 1/ table 1).

Таблица 1

Содержание металлов и металлоидов в шлаках, г/т

Элемент	Шлак отработанный (min-max)	Шлак нейтрализованный (min-max)	Кларк химических элементов в верхней части земной коры, мг/кг [19]
Cu	4460–4500	4100–4200	47
Zn	12000–12100	8900–10300	83
Pb	640–670	540–620	16
Cr	6,5–7,5	5,8–6,4	83
Ag	64–73	52–66	0,07
Cd	44–53	25–36	0,13
As	1849–1900	1550–1600	1,7
Sb	69–89	78–82	0,5
Sn	10–12	5,8–9,0	2,5
Mo	85–88	57–68	1,1
Sr	520–580	440–470	340
Y	40–42	35–37	29

Table 1

Content of metals and metalloids in slags, g/t

Element	Waste slag (min-max)	Neutralized slag (min-max)	Clark chemical elements in the upper part of the Earth's crust, mg / kg [19]
Cu	4460–4500	4100–4200	47
Zn	12000–12100	8900–10300	83
Pb	640–670	540–620	16
Cr	6,5–7,5	5,8–6,4	83
Ag	64–73	52–66	0,07
Cd	44–53	25–36	0,13
As	1849–1900	1550–1600	1,7
Sb	69–89	78–82	0,5
Sn	10–12	5,8–9,0	2,5
Mo	85–88	57–68	1,1
Sr	520–580	440–470	340
Y	40–42	35–37	29

После нейтрализации общие концентрации металлов незначительно снизились, но в водных вытяжках возросли значения pH: с 4,04–4,11 до 6,93–7,22 единиц (табл. 2 / table 2). Электропроводность растворов, указывающая на уровень минерализации, снизилась: с 750–756 до 605–615 мкСм/см. В анионном составе уменьшилось содержание сульфат-иона до 150 мг/л, увеличилось содержание нитратов, появились гидрокарбонаты (до 43 мг/л). В катионном составе повысилось содержание Ca и K на фоне снижения Mg и Na, что произошло, очевидно, вследствие смены форм нахождения основных компонентов шлака после нейтрализации. Заметные изменения в составе водорастворимых форм элементов обнаружены у металлов (Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd, Co, Ni). Их концентрации в водных вытяжках нейтрализованного шлака существенно снизились по сравнению с исходным отработанным субстратом. Эти результаты доказывают эффективность химической мелиорации шлаков на иммобилизацию металлов. Следует также отметить, что в вытяжках нейтрализованного шлака присутствуют As и Se в довольно высоких концентрациях: As – до 0,11 мг/л, Se – до 0,071 мг/л. Эти элементы, в отличие от тяжёлых металлов, проявляют подвижность в

нейтральных и субщелочных водах, что определяет возможность их переноса на большие расстояния. Но вопрос об их переводе в инертные формы требует специальных исследований.

Что касается реагирования семян овса и горчицы на изменение химического состава шлаковых отходов, то оказалось, что через 3-е суток в нейтрализованном шлаке семена овса проросли на 90% по сравнению с исходным вариантом. Семена горчицы в нейтрализованном шлаке уступали всхожести овса, хотя в исходном шлаке вовсе не проросли (табл. 3 / table 3). Морфометрические показатели проростков овса на нейтрализованном шлаке превысили таковые в исходном субстрате и в контроле. Во всех вариантах проявилась схожая тенденция – длина ростков овса и их биомасса превышали эти же показатели корней. Коэффициенты вариации биометрических данных соответствуют достаточно однородной совокупности. У горчицы, выросшей на нейтрализованном шлаке, наблюдалось увеличение сухого веса проростков на 29% по сравнению с контролем. Длина корней горчицы в контроле и на нейтрализованном шлаке была больше, чем ростков, а вот вес, наоборот, был значительно выше, чем вес корней. Вместе с тем, вес ростков горчицы был выше таковых овса, как в контроле,

так и в нейтрализованном шлаке.

Таблица 2

Содержание элементов в водных вытяжках проб, мг/л

Показатели	Отработанный шлак (min-max)	Нейтрализованный шлак (min-max)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	410 – 430	330 - 360
Cl <sup>-</sup>	91 -105	100 – 120
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,93 – 1,0	22 - 93
HCO <sup>-</sup>	<5,0*	37 – 43
Ca <sup>2+</sup>	130*	160 – 180
Mg <sup>2+</sup>	4,2 – 4,3	0,43 – 0,50
Na <sup>+</sup>	35 – 37	11*
K <sup>+</sup>	0,11 – 0,16	1,8*
Fe	0,038 – 0,047	0,005 – 0,020
Mn	3,1 – 3,2	0,0018 – 0,0024
Al	2,5 – 2,6	0,032 – 0,053
Si	1,5 – 1,6	2,7 – 3,0
Cu	15*	0,004 – 0,005
Zn	19*	0,003 – 0,006
Cd	0,055 – 0,058	<0,001
Co	0,13 – 0,14	<0,002*
Ni	0,21 – 22	<0,003*
Mo	0,016*	0,043 – 0,044
As	<0,001*	0,085 – 0,11
Se	<0,001*	0,061 - 0,071
Ba	0,022 – 0,023	0, 066 – 0,080
Sr	0,15 – 0,17	0,12*
Li	0,0134 – 0,014	<0,002*
Be	0,0003 – 0,0004	<0,0003*

Примечание: \*- нет разброса данных.

Table 2

Content of elements in water extracts of samples, mg/l

Indicators	Waste slag (min-max)	Neutralized slag (min-max)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	410 – 430	330 - 360
Cl <sup>-</sup>	91 -105	100 – 120
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,93 – 1,0	22 - 93
HCO <sup>-</sup>	<5,0*	37 – 43
Ca <sup>2+</sup>	130*	160 – 180
Mg <sup>2+</sup>	4,2 – 4,3	0,43 – 0,50
Na <sup>+</sup>	35 – 37	11*
K <sup>+</sup>	0,11 – 0,16	1,8*
Fe	0,038 – 0,047	0,005 – 0,020
Mn	3,1 – 3,2	0,0018 – 0,0024
Al	2,5 – 2,6	0,032 – 0,053
Si	1,5 – 1,6	2,7 – 3,0
Cu	15*	0,004 – 0,005
Zn	19*	0,003 – 0,006
Cd	0,055 – 0,058	<0,001
Co	0,13 – 0,14	<0,002*
Ni	0,21 – 22	<0,003*
Mo	0,016*	0,043 – 0,044
As	<0,001*	0,085 – 0,11
Se	<0,001*	0,061 - 0,071
Ba	0,022 – 0,023	0, 066 – 0,080
Sr	0,15 – 0,17	0,12*
Li	0,0134 – 0,014	<0,002*
Be	0,0003 – 0,0004	<0,0003*

Note: \*- no data spread.

Таблица 3

## Статистические показатели проростков

Субстрат	Растение	Показатель		М	$\sigma$	v, %	Доверительный интервал		НСР p < 0,05
							-95,00	+95,00	
H <sub>2</sub> O дистил. (Контроль)	Овёс	Длина	корней	84,8	1,72	20	8,15	8,81	0,33
			ростков	107,6	1,90	18	10,40	11,13	0,37
		Вес	корней	0,07	0,02	25	0,05	0,09	0,02
	ростков		0,14	0,03	20	0,10	0,18	0,04	
	Горчица	Длина	корней	48,3	1,91	39	4,31	5,35	0,52
			ростков	23,0	2,01	88	1,74	2,85	0,55
Вес		корней	9,60	2,71	28	2,87	16,33	6,73	
	ростков	35,9	7,72	21	16,73	55,07	19,17		
Отработанный шлак	Овёс	Длина	корней	8,6	0,85	98	0,69	1,03	0,17
			ростков	26,1	1,37	52	2,34	2,89	0,28
		Вес	корней	0,02	0,01	25	0,01	0,02	0,01
			ростков	0,04	0,01	12	0,04	0,05	0,01
Нейтрализован- ный шлак	Овёс	Длина	корней	91,2	2,35	26	8,66	9,57	0,45
			ростков	137,4	2,44	18	13,27	14,21	0,47
		Вес	корней	0,11	0,01	8	0,10	0,12	0,01
			ростков	0,18	0,03	15	0,15	0,21	0,03
	Горчица	Длина	корней	38,8	1,76	45	3,38	4,38	0,50
			ростков	19,8	0,54	27	1,83	2,13	0,15
		Вес	корней	9,30	0,69	7	7,58	11,02	1,72
			ростков	46,30	3,56	8	37,46	55,14	8,84

Примечание: М - средние данные;  $\sigma$  – среднее квадратическое отклонение; v (%) - коэффициент вариации; НСР - наименьшая средняя разница. Длина (мм), вес (мг).

Table 3

## Statistical indicators of seedlings

Substrate	Plant	Indicator		M	$\sigma$	v, %	Confidence interval		SAD p < 0,05
							-95,00	+95,00	
Control (H <sub>2</sub> O dist.)	Oats	Length	roots	84,8	1,72	20	8,15	8,81	0,33
			sprouts	107,6	1,90	18	10,40	11,13	0,37
		Weight	roots	0,07	0,02	25	0,05	0,09	0,02
	sprouts		0,14	0,03	20	0,10	0,18	0,04	
	Mustard	Length	roots	48,3	1,91	39	4,31	5,35	0,52
			sprouts	23,0	2,01	88	1,74	2,85	0,55
Weight		roots	9,60	2,71	28	2,87	16,33	6,73	
	sprouts	35,9	7,72	21	16,73	55,07	19,17		
Waste slag	Oats	Length	roots	8,6	0,85	98	0,69	1,03	0,17
			sprouts	26,1	1,37	52	2,34	2,89	0,28
		Weight	roots	0,02	0,01	25	0,01	0,02	0,01
			sprouts	0,04	0,01	12	0,04	0,05	0,01
Neutralized slag	Oats	Length	roots	91,2	2,35	26	8,66	9,57	0,45
			sprouts	137,4	2,44	18	13,27	14,21	0,47
		Weight	roots	0,11	0,01	8	0,10	0,12	0,01
			sprouts	0,18	0,03	15	0,15	0,21	0,03
	Mustard	Length	roots	38,8	1,76	45	3,38	4,38	0,50
			sprouts	19,8	0,54	27	1,83	2,13	0,15
		Weight	roots	9,30	0,69	7	7,58	11,02	1,72
			sprouts	46,30	3,56	8	37,46	55,14	8,84

Note: M - the average data;  $\sigma$  – the mean square deviation; v (%) - the coefficient of variation; SAD - the smallest average difference. Length (mm), weight (mg).

Следовательно, в условиях хемомелиорации экологическая особенность вида: длинные корни и большой урожай наземной массы сохранились. Учитывая то обстоятельство, что горчица отзывчива на присутствие биогенного азота, мы предприняли попытку инокулировать семена горчицы живой суспензией

азотобактера - *Azotobacter chroococcum*, который был выделен из гетерогенной популяции, развивающейся на нейтральном шлаке. Штамм быстро рос на голодной среде (Эшби) и его суточная масса использовалась для инокуляции. Мы полагали, что быстрорастущий штамм способен стимулировать развитие

растения в начальный период его роста. Для подтверждения предположения семена помещали в живую суспензию азотобактерии на 6 часов, а затем раскладывали в чашки Петри на нейтрализованный шлак по схеме, изложенной выше. По окончании эксперимента учитывались те же биометрические параметры, что были рассмотрены ранее: длина корней и ростков, а также их вес. Оказалось, что инокуляция семян горчицы позитивно отразилась на удлинении и весе корней проростков. По сравнению с контролем и нейтрализованным шлаком (без инокуляции) их длина возросла на 25% и 55% соответственно, вес корней увеличился на 4% по сравнению с контролем и на 7% в сравнении с мелиорированным шлаком.

При сопоставлении полученные данные роста овса и горчицы на исходном шлаковом отходе с таковыми на отходах обогащения золотосодержащих руд (Урское месторождение, на границе Новосибирской и Кемеровской обл.), оказалось, что в кислой среде тех и других отходов прорастают лишь семена овса. Вместе с тем, проростки овса по весу корней и ростков

уступали контрольному варианту в 2,4 и 1,1 раза соответственно [6]. Длина корней в контроле была выше, чем в техногенном субстрате в 4,8 раза. Увеличение веса проростков овса обнаружено в почвенных (контрольных) образцах, отобранных с участков, пограничных с отвалом. Что касается проростков горчицы, то в загрязнённых почвах их вес приблизился к контрольному варианту. Анализ химического состава почвенных проб и проб техногенного элювия показал, что содержание Cu, Zn, Pb, Cd, As, Hg и других элементов было выше их кларковых значений, что не способствовало росту растений, в то время как азотобактер присутствовал повсеместно.

В свою очередь, длина корней проростков овса и горчицы, выращенных на отходах обогащения железных руд (Абагурская аглофабрика, г. Новокузнецк), где отсутствовали фитопоселенцы, значительно уступала контрольным значениям, особенно у горчицы. Удлинение корней горчицы наблюдалось на участках под самопоселенцами - злаковыми растениями, но длина корней овса оставалась ниже контроля (рис. 1 / fig. 1).

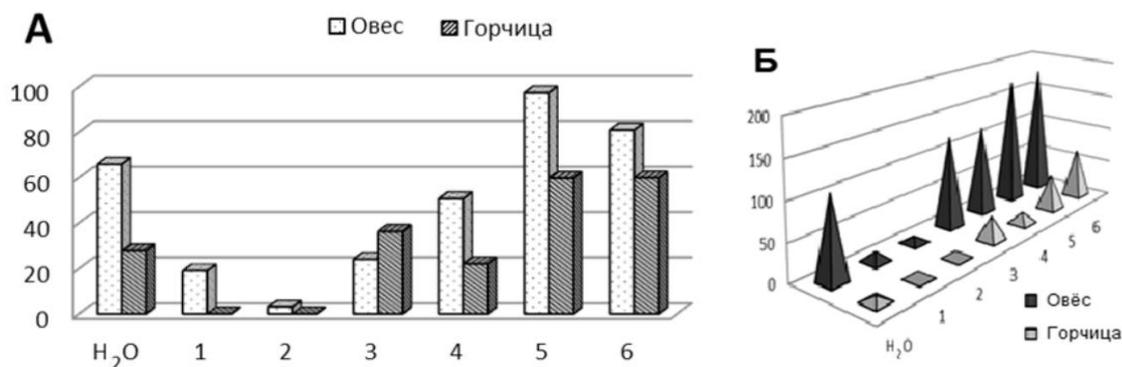


Рис. 1. Длина (мм) и воздушно-сухой вес (мг) корней проростков овса и горчицы на отходах обогащения железных руд: А -длина, Б – воздушно-сухая масса. Легенда: 1, 2 – участок без растений; 3 – участок со злаками; 4 – участок с донником; 5 – участок с сосновыми насаждениями без злаковых растений; 6 – участок с сосновыми насаждениями и злаками.

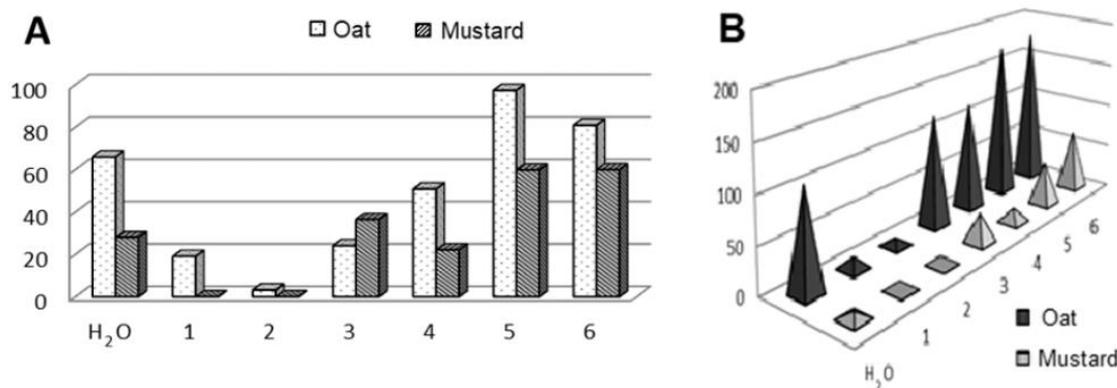


Fig. 1. Length (mm) and air-dry weight (mg) of roots of oat and mustard seedlings on iron ore processing waste: A-length, B – air-dry mass. Legend: 1, 2-plot without plants; 3-plot with cereals; 4-plot with sweet clover; 5-plot with pine plantations without cereals; 6-plot with pine plantations and cereals.

Под лесными насаждениями длина корней того и другого растения превысили контрольные показатели, особенно горчицы. Вес корней проростков на фоне

лесной рекультивации также был выше по сравнению с контролем. Однако морфометрические данные ростков испытанных растений незначительно превосходили

контрольные значения на фоне облесения отходов (рис. 2 / fig. 2). Мы предполагаем, что это связано с влиянием магнитного железа. Он может активизировать свободно радикальные реакции. Полностью размагнитить железо в ходе технологического процесса не удаётся, поэтому оно оказывается в хвостах [25]. В наших пробах магнитное железо обнаружено в механических элементах или минеральных гранулах среднего и мелкого песка размером: 0,315; 0,25; 0,20; 0,16;

0,125; 0,063 мм. В них люминесцировал (особенно интенсивно - в последнем случае) *Azotobacter chroococcum* (рис. 3 / fig. 3).

#### Обсуждение

Проведённый комплекс работ показал, что исходные отходы обогащения полиметаллических и железных руд специфичны по своему составу, но во всех случаях фитотоксичны для проростков овса посевного и горчицы белой.

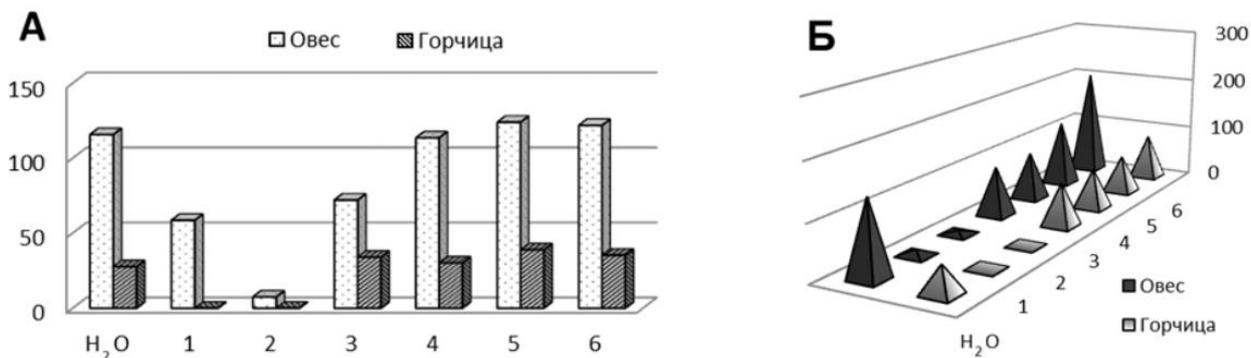


Рис. 2. Морфометрические данные ростков овса и горчицы на отходах обогащения железных руд: А - длина (в мм); Б - воздушно-сухая масса (в мг). Легенда: 1,2 - участок без растений; 3 - участок со злаками; 4 - участок с донником; 5 - участок с сосновыми насаждениями без травянистых растений; 6 - участок с сосновыми насаждениями и злаками

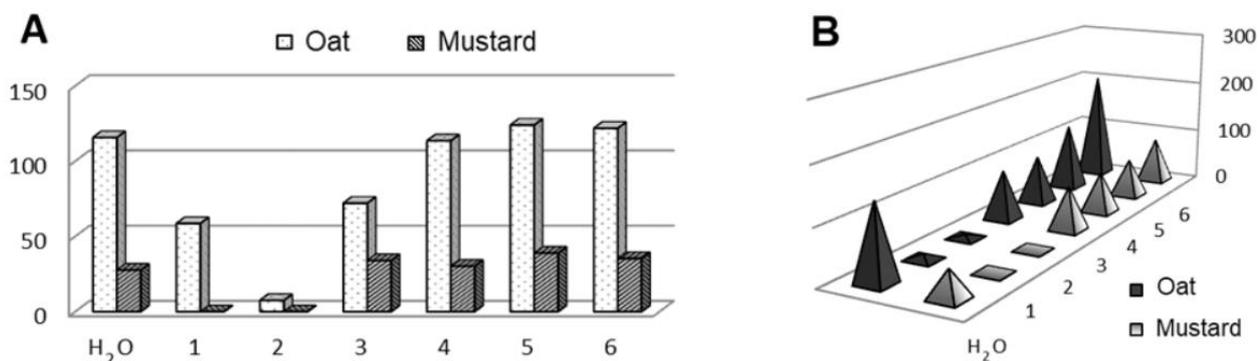


Fig. 2. Morphometric data of oat and mustard sprouts on iron ore processing waste. A - length (mm); B - air-dry mass (mg). Legend: 1, 2 - plot without plants; 3 - plot with cereals; 4 - plot with sweet clover; 5 - plot with pine plantations without herbaceous plants; 6 - plot with pine plantations and cereals

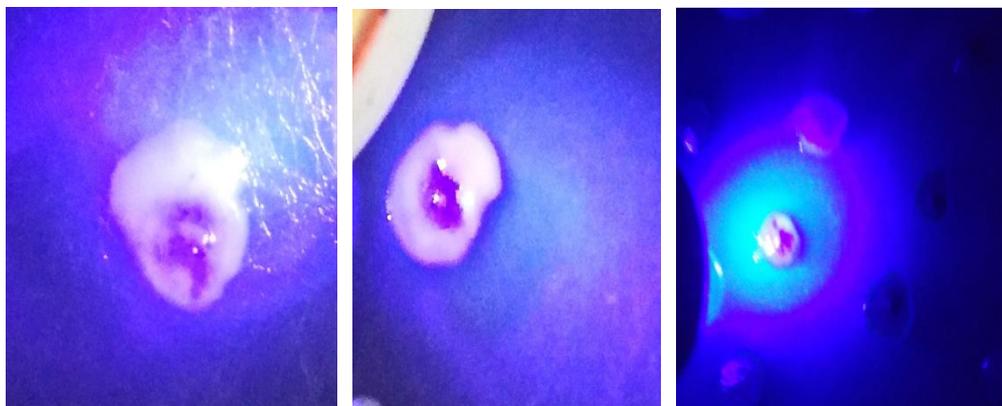


Рис. 3. Свечение *Azotobacter chroococcum* при росте на частицах разного размера.  
Fig. 3. The glow of *Azotobacter chroococcum* when growing on particles of different sizes.

При этом горчица оказалась более чувствительной к присутствию экотоксикантов, нежели овёс. Снижению фитотоксичности отработанных шлаков способствуют хемомелиорация отходов обогащения полиметаллических руд и лесная рекультивация отходов железорудного обогащения. Экспериментально установлено, что обработка семян горчицы белой суспензией бактерии *Azotobacter chroococcum* стимулирует удлинение и повышение веса корней в нейтрализованном шлаке. В современной литературе приводятся факты эффективности действия инокуляции семян пшеницы яровой бактериальной композицией, созданной на основе штамма *Azotobacter chroococcum* T79 [20], и положительного влияния инокуляции азотобактерии на показатели урожайности сахарной свёклы, а также повышение численности ризосферных микроорганизмов [45]. Подобная тенденция поведения корней горчицы наблюдалась нами при облесении отходов железорудного обогащения.

Мы полагаем, что обработка азотобактерией семян горчицы, как сидерального растения, может быть использована на практике для улучшения биогенности корнеобитаемой толщи санитарно-защитных насаждений. Вместе с тем, не исключена возможность формирования биогенной массы с участием почвоулучшителей, как традиционных, так и альтернативных [43, 44, 45]. Такие подходы позволяют ускорить биологическую активность и трофические взаимоотношения в корнеобитаемом слое биоконсервантов. Привлекательны также в этих целях биоудобрения нового поколения, полученные вермикомпостированием биогенных отходов, бедных азотом, но богатых углеродом, например, деревообрабатывающего производства, пищевой промышленности, например, вермикулированные чайно-кофейные и фруктово-ягодные остатки. В качестве субстрата для получения вермикомпостов могут быть использованы сельскохозяйственные отходы растительного происхождения: лузга гречихи и подсолнечника, свекловичный жом, солома и другие. Для формирования структуры в корнеобитаемом слое и образования в нём гумуса, на наш взгляд применимы различные технологии мелиоративного характера, способствующие временной биоконсервации поверхности техногенных тел.

При этом не следует исключать проявление негативного влияния на биоту активных окислителей. Зарегистрированные факты свечения гетеротрофных микроорганизмов в отдельных фракциях почвоподобных образований под сосновыми насаждениями на железорудных отходах позволяют предположить реализацию защитной реакции *Azotobacter chroococcum* на активные формы кислорода и перекись водорода, которые представляют опасность для ДНК, мембранных липидов и других жизненно важных клеточных структур. Реакционно способные продукты образуются, очевидно, в присутствии магнитного железа. Освобождение неиспользованной в метаболизме энергии в виде световой в окружающую среду, безусловно, способствует выживанию микробов и пополнению тепла, дополняющего химическую энер-

гию, образуемую в ходе аэробного окисления сульфидов в отходах обогащения железных руд. Можно допустить, что потоки световой и тепловой энергии микробного происхождения имеют определённое значение в гипергенезе и гумификации, но пока эти процессы, как и термодинамика начального почвообразования на песчаных хвостах, не изучены. Не исключено, что образование гумусовых кислот из азотсодержащих соединений азотобактерии и остатков лигнина, углеводов идёт по свободно радикальному механизму с потерей карбоксильных групп – COOH, что высказывалось ранее [49], но подтверждения этому пока нет. Фундаментальные исследования влияния магнитного железа на фито- и микропоселенцев чрезвычайно важны в плане расширения знаний о гумификации, образовании гуминовых кислот, как наиболее ценной части гумуса, обладающих большой поглощательной способностью по отношению к катионам, играющих значимую роль в создании агрономически ценной структуры новообразующейся почвы. Велико значение гуминовых кислот и в качестве запасного фонда питательных веществ растениям, прежде всего азота. Комплексные исследования механизмов преобразования органического вещества растений и азотобактерий на отходах обогащения железных руд перспективны в отношении предупреждения развития нарушений прооксидантно – антиоксидантного баланса, развития окислительной модификации биомолекул в фитобиомах, функционирующих в условиях биоконсервации. Следует также обратить внимание на необходимость изучения ферментов, участвующих в защите организмов от свободных радикалов, в частности каталазы, пероксидазы и супероксиддисмутазы.

#### **Заключение**

Таким образом, разработка технологий экологически безопасной биоконсервации отходов рудообогащения должна ориентироваться на снижение фитотоксичности, на активизацию гумификации, оптимизацию минерального питания растений. Развитие методов биоаугментации с привлечением почвообразующих микроорганизмов, особенно после химической мелиорации техногенных отходов, можно рассматривать как один из вариантов создания «зелёной защиты» техногенных отходов, суть которого заключается в повышении доступного корневого питания биоконсервантов. Не менее важен такой подход и при облесении техногенных отходов на начальном этапе создания лесных насаждений. В этом случае важно создание микробного пула пролонгированного действия внутри защитного слоя корней лесных саженцев. Повышение эффективности биоконсервации должно предусматривать обеспечение в корнеобитаемом слое условий для формирования гумусовых веществ, а также ферментов, способных каталитически обезвреживать свободные радикалы.

*Работа выполнена в рамках государственного задания ИПА СО РАН № 013-2019-002 и ИНГТ СО РАН № 0331-2019-0031 по бюджетному финансированию Министерства науки и образования Российской Федерации.*

**Список использованной литературы**

1. *Адаптивные реакции микроорганизмов*. URL: <https://nsau.edu.ru/images/vetfac/images/ebooks/microbiology/stu/bacter/ecologia/adaptmo.htm> (дата обращения 09.12.2020).
2. *Аламтиева Е.В., Панова Е.Г.* Поведение токсикантов в хвостах горнообогатительного производства на медноколчеданном месторождении // Известия Российского Гос. Пед. Ун-та им. А. И. Герцена. Серия Естественные и точные науки. 2012. № 147. С. 144–151.
3. *Артамонова В.С., Андроханов В.А., Соколов Д.А., Лютых И.В., Водолеев А.С., Булгакова В.В.* Эколого-микробиологическое разнообразие микробных сообществ в техногенно нарушенных ландшафтах Сибири // Сибирский экол. ж. 2011. Вып. 5. С. 735–746.
4. *Артамонова В.С., Бортникова С.Б.* Биогенное почвообразование на территории длительного хранения насыпных отвалов сульфидсодержащих отходов цианирования // Антропогенная трансформация природной среды. Выпуск 4. С. 9–12.
5. *Артамонова В.С., Булавина М.И.* Об участии гетеротрофных микроорганизмов в начальном почвообразовании на отходах агломерации железных руд // Вестник Пермского университета. Серия Биология. 2021. Вып. 1. С. 61–69.
6. *Артамонова В.С., Танасиенко А.А., Бортникова С.Б.* Современные аспекты ремедиации биологических свойств городских почв // Сибирский экологический ж. 2005. Вып.5. С.855–864.
7. *Бортникова С.Б., Гаськова О.Л., Бессонова Е.П.* Геохимия техногенных систем. Новосибирск: Академическое изд-во «Гео». 2006. 169 с.
8. *Водолеев А.С., Андроханов В.А., Бердова О.В., Юмашева Н.А., Черданцева Е.С.* Экологически безопасная консервация отходов железорудного обогащения // Известия высших учебных заведений Ю Чёрная металлургия. 2017. Т.60. № 10. С. 792–797.
9. *Водолеев А.С., Андроханов В.А., Клековкин С.Ю.* Почвоулучшители: рекультивационный аспект: Новосибирск: Наука. 2007. 148 с.
10. *Воздействие магнитного поля на растения.* Изучение свойств магнитного поля и его влияние на растения. URL: [https://zen.yandex.ru/media/id/5b5057e2e3f57400a882e9f0/vozdeistvie-magnitnogo-polia-na-rasteniia-5b51844f9b38ef00a9d98f36?utm\\_source=serp](https://zen.yandex.ru/media/id/5b5057e2e3f57400a882e9f0/vozdeistvie-magnitnogo-polia-na-rasteniia-5b51844f9b38ef00a9d98f36?utm_source=serp) (дата обращения 31.12.2020).
11. *Гаськова О. Л., Бортникова С. Б., Кабанник В. Г., Новикова С. П.* Особенности загрязнения почв в зоне хранения отходов пирометаллургического извлечения цинка // Химия в интересах устойчивого развития. № 4. С. 360–372.
12. *Геохимическая классификация элементов Гольдшмидта.* URL: <https://lektsii.net/1-79661.html> (дата обращения 25.01.2021).
13. *ГОСТ Р 56060-2014.* Национальный стандарт. Производственный экологический мониторинг. М.: Стандартинформ, 2019. 7 с. URL: <https://files.storyinf.ru/Data/575/57564.pdf> (дата обращения 16.02.2021).
14. *ГОСТ Р 5744-2017.* Наилучшие доступные технологии. Рекультивация нарушенных земель и земельных участков. Восстановление биологического разнообразия (с Поправкой). URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200145085> (дата обращения 18.03.2020).
15. *Дабеева В.В.* Формирование химического состава подземных и поверхностных вод на территории разработки вольфрамowych месторождений Забайкалья: дисс. канд. геол. наук. Улан-Удэ, 2018. 166 с. URL: [htmlslib.net...sostava...i-poverhnostnyh...territorii](http://htmlslib.net...sostava...i-poverhnostnyh...territorii) (дата обращения 21.01.2021).
16. *Евдокимов С.И., Евдокимов В.С.* Переработка лежалых хвостов обогащения свинцово-цинковой обогатительной фабрики // Известия вузов. Цветная металлургия. 2015. № 3. С. 3–11.
17. *Иванова Л. А., Горбачева Т. Т., Макаров Д. В., Румянцева А. В., Лусис А. В., Коница О. Т.* Применение коврового дерна для биологической рекультивации хвостохранилищ Крайнего Севера // Гидротехническое строительство. 2019. № 7. С. 12–17.
18. *Игловиков А. В.* Новые технологии биологической рекультивации нарушенных земель Крайнего Севера // Природные и техногенные комплексы: современное состояние и перспективы восстановления: Материалы международной научной конференции (13-18 июня 2016 г.). Новосибирск; Новокузнецк: СО РАН. 2016. С. 101–107.
19. *Касимов Н.С., Власов Д.В.* Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии. Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2015. № 2. С. 7–17.
20. *Кириченко Е.В., Коць С.Я.* Использование *Azotobacter chroococcum* для создания комплексных биологических препаратов // Биотехнология. 2011. Т. 4. № 3. С. 74–81.
21. *Ламанова Т.Г., Шеремет Н.В.* Агрофитоценозы на отвалах в южной части Кузнецкой котловины. Новосибирск: Изд-во «Офсет». 2010. 226 с.
22. *Медведев Н. В.* Рекомендации по применению противоэрозионных геосинтетических материалов. СПб.: МИАКОМ. 2013. 51 с.
23. *Мосендз И. А., Алексеева С. А., Кременецкая И. П., Дрозобужская С. В., Слукловская М. В., Иванова Л. А.* Комплексное использование вермикулитово-сунгулитовых отходов для рекультивации техногенно загрязненной территории // Современные проблемы комплексной переработки труднообогатяемых руд и техногенного сырья (Плаксинские чтения). Материалы Международной научной конференции (12-15 сентября 2017 г., Красноярск). Красноярск: СФУ. 2017. С. 388–391.
24. *Овчинникова Е.В., Горбунова В.Б., Шановалов А.Н.* К вопросу о влиянии магний содержащихся материалов на микроструктуру и свойства готового агломерата // Теория и технология металлургического производства. 2019. №1(28). С. 18–23.
25. *Панова В.Ф., Панов С.А., Карпачева А.А., Прохоренко О.Д.* Переработка отходов обогащения железной руды // Вестник Сибирского гос. промышленного ун-та. 2017. № 3 (21). С. 56–62.
26. *Пицарева Т.А., Абакумов Е.В.* Биологические параметры почв и техногенных субстратов хвостохранилищ предприятия по добыче железной руды // Теоретическая и прикладная экология. 2015. Т. 1. С. 28–33.
27. *Постановление* Главного государственного санитарного врача РФ от 16 июня 2003 г. № 144 "О введении в действие СП 2.1.7.1386-03" (с изменениями и

дополнениями от 12 января 2010 г., от 31 марта 2011 г.). М. 16 с. URL: <https://base.garant.ru/4179350/> (дата обращения 16.02.2021).

28. *Постановление* правительства Российской Федерации от 07.03. 2019 г. № 244 "Об изменении Правил ведения и сохранения земельных участков" [Интернет-ресурс] <https://news.ecoindustry.ru/2019/03/izmeneniya-v-pravila-2/> (дата обращения: 14.01.2020).

29. *Проворная И. В., Юркевич Н. В.* Количественная оценка экологического ущерба от загрязнения вод и земель в зоне складирования отходов горных работ // *Экологический вестник России*. 2014. № 7. С. 44–50.

30. *Пыстина Н. Б., Баранов А. В., Беляков Е. Е., Унания К. Л.* Методологические аспекты восстановления антропогенно нарушенных ландшафтов полуострова Ямал // *Научно-технический сборник "Вести газовой науки"*. 2017. № 5 (33). С. 106 – 115.

31. *Серая Г.И., Чибрик Т.С.* Жизненность ценопопуляций многолетних трав зависимости от условий выращивания // *Растения и промышленная среда*. Свердловск: Уральский гос. ун-т. 1985. С.5-25.

32. *Служковская М.В., Иванова Л.А., Горбачева Т. Т., Дрогобузская С.В., Иноземцева Е.С., Марковская Е.Ф.* Изменение свойств техногенно загрязненного грунта при использовании карбанатитового мелиоранта в зоне воздействия медно-никелевого комбината // *Тр. Карельского научного центра РАН*. 2013. №6. С. 133–141.

33. *Столбушкин А.Ю., Стороженко Г.И.* // Необходимость и перспективы утилизации шламистых железорудных отходов Кузбасса в технологии стеновых керамических материалов // *Строительные материалы*. 2009. № 4. С. 2–5.

34. *Тарасенко И.А., Харитонова Н.А., Оводова Е.В., Зиньков А.В., Корзун А.В.* Трансформация минералого-геохимического состава отходов обогащения и её влияние на формирование высокоминерализованных вод (Приморский край, Россия) // *Тихоокеанская геология*. 2017. Т. 36. № 2. С. 106–118.

35. *Трофимов И.Т., Ступина Л.А.* Отношение сельскохозяйственных культур к почвенной кислотности и повышению их продуктивности // *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2006. № 2 (22). С. 20–24.

36. *Федеральный закон РФ «Об отходах производства и потребления (с изменениями на 7 апреля 2020 г.), (редакция, действующая с 14 июня 2020 г.)*. URL: <http://docs.cntd.ru/document/90171159> (дата обращения 16.02.2021).

37. *Чекасова Д.В., Бакаева М.Д., Силищев Н.Н., Логинов О.Н.* Микробиологическая характеристика отвалов обогащения сульфидных медно-цинковых руд Уральского региона // *Теоретическая и прикладная экология*. 2012. Т.3. С. 96–100.

38. *Шилова И. И., Терехова Э. Б., Лукьянец А. И.* Техногенные пески и их рекультивация // *Растения и промышленная среда*. Свердловск: Уральский гос. ун-т. 1980. С. 131–145.

39. *Якубайлик Э.К., Ганженко И.М., Бутов П.Ю., Килин В.И.* Снижение потерь железа при мокрой сепарации в высоких полях // *Журнал СФУ. Техника и технологии*. 2016. №9 (8). С. 1302–1310.

40. *Bortnikova S., Manstein Yu., Saeva O., Yurkevich*

*N., Gaskova O., Bessonova E., Romanov R., Ermolaeva N., Chernuhin V., Reutsky A.* Acid mine drainage migration of Belovo zinc plant (South Siberia, Russia): Multidisciplinary Study // *International Evaluation of Management, Control and Governance Approaches. Water Security in the Mediterranean Region*. (Eds. A. Scozzari and B. Mansouri). Netherlands: Springer. 2011. P. 191–208. DOI: 10.1007/978-94-007-1623-0\_14.

41. *Bortnikova S., Olenchenko V., Gaskova O., Yurkevich N., Abrosimova N., Shevko E., Edelev A., Korneeva T., Provornaya I., Eder L.* Characterization of a gold extraction plant environment in assessing the hazardous nature of accumulated wastes (Kemerovo region, Russia) // *Applied Geochemistry*. 2018. V. 93. P. 145–157. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2018.04.009. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.04.009>

42. *Evaluation of Urban Soils: Suitability for Green Infrastructure or Urban Agriculture*. EPA Publication. No. 905R1103. 2011. 20 p. URL: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/evaluation-of-urban-soils.pdf> (дата обращения 18.02. 2021).

43. *Feketová Z., Sládkovičová V.H., Mangová B., Pogányová A., Šimkovic I., Krumpál M.* Biological properties of extremely acidic cyanide-laced mining Waste // *Ecotoxicology*. 2015. No 7. 12 p. DOI: 10.1007/s10646-015-1580-z.

44. *Liste H.-H.* Auswahl und Konditionierung alternativer Pflanzsubstrate zur Rekultivierung von Deponien und Altablagerungen // *Обеспечение безопасности закрытых полигонов твёрдых бытовых отходов экологическими методами: материалы междунар. семинара (7-13 сент. 2009 г. Пермь, ПГУ)*. Пермь-Берлин-Москва. 2009. С. 69–78.

45. *Mrkovač N.B., Bjelič D.D., Maksimovič L.L., Čurčić Ž.A., Ćirić M.Z., Živanov M.S.* The effect of inoculation with *Azotobacter chroococcum* on microorganisms in rhizosphere and sugar beet yield in organic farming // *Mtica Srpska J. Nat. Sci. Novi Sad*. 2016. No 130. P. 45–52. DOI: 10.2298/zmspn1630045m.

46. *Piminov P.A. et al.* Synchrotron Radiation Research and Application at VEPP-4 // *Physics Procedia* Volume. 2016. V. 84. P. 19–26/

47. *Slukovskaya M. V., Kremenetskaya I. P., Ivanova L. A., Vasilieva T. N.* Remediation conditions of an operating copper-nickel plant: results of perennial experiment // *Heavy Non-ferrous Metals*. 2017. V. 2. P. 20–26. DOI: 10.17580/nfm.2017.02.04.

48. *Tikhanovskiy A.N.* Problems and methods of biological recultivation of technogenic-disturbed land in the Far North // *Advances in current natural sciences*. 2017. No 2. P. 43-47.

49. *Varadachari C., Ghosh K.* On humus formation // *Plant and Soil*. 1984. V. 77. P. 305–315.

## References

1. Adaptive reactions of microorganisms. URL: <https://nsau.edu.ru/images/vetfac/images/ebooks/microbiology/stu/bacter/ecologia/adaptmo.htm> (accessed: 09.12.2020).

2. Alampieva, E. V., & Panova, E. G (2012) Behavior of toxicants in the tailings of mining and processing production at the copper pyrite deposit. *Izvestiya Rossiyskogo Gosudarstvennogo Ped. University. I. Herzen. Natural and Exact*

- Sciences series*. Vol. 147. Pp. 144–151. (in Russian)
3. Artamonova, V. S., & Androkhonov, V. A., & Sokolov, D. A., & Lyutykh, I. V., & Vodoleev, A. S., & Bulgakova, V. V. (2011) Ecological and microbiological diversity of microbial communities in technogenically disturbed landscapes of Siberia. *Siberian Ecol.* Vol. 5, Pp. 735–746. (in Russian)
  4. Artamonova, V. S., & Bortnikova, S. B. (2018) Biogenic soil formation in the territory of long-term storage of bulk dumps of sulfide-containing cyanidation waste. Anthropogenic transformation of the natural environment. Vol. 4. Pp. 9–12. (in Russian)
  5. Artamonova, V. S., & Bulavina, M. I. (2021) On the participation of heterotrophic microorganisms in the initial soil formation on the waste of iron ore agglomeration. *Bulletin of the Perm University. Biology series*. Iss. 1. Pp. 61–69. (in Russian)
  6. Artamonova V.S., Tanasienko A.A., Bortnikova S.B. (2005) Modern aspects of remediation of biological properties of urban soils. *Siberian Ecological Journal*. Vol. 5. Pp. 855–864. (in Russian)
  7. Bortnikova S. B., & Gaskova O. L., & Bessonova E. P. (2006) *Geochemistry of technogenic systems*. Novosibirsk: Academic Publishing House «Geo».
  8. Vodoleev A. S., & Androkhonov V. A., & Berdova O. V., & Yumasheva N. A., & Cherdantseva E. S. (2017) Environmentally safe preservation of iron ore processing waste. *Proceedings of Higher Educational Institutions of the Ferrous Metallurgy Institute*. Vol. 60. N.10. Pp. 792–797.
  9. Vodoleev A. S., & Androkhonov V. A., & Klekovkin S. Yu. (2007) *Soil improvers: recultivation aspect*. Novosibirsk: Science.
  10. The effect of a magnetic field on plants. Study of the properties of the magnetic field and its effect on plants. URL: [https://zen.yandex.ru/media/id/5b5057e2e3f57400a882e9f0/vozdeistvie-magnitnogo-polya-na-rasteniya-5b51844f9b38ef00a9d98f36?utm\\_source=serp](https://zen.yandex.ru/media/id/5b5057e2e3f57400a882e9f0/vozdeistvie-magnitnogo-polya-na-rasteniya-5b51844f9b38ef00a9d98f36?utm_source=serp) (accessed: 31.12.2020).
  11. Gaskova O.L., & Bortnikova S.B., & Kabannik V.G., & Novikova, S. P. Features of soil pollution in the waste storage zone of pyrometallurgical extraction of zinc. *Chemistry in the interests of sustainable development*. Vol. 4. Pp. 360–372.
  12. Geochemical classification of Goldschmidt elements. URL: <https://lektsii.net/1-79661.html> (accessed: 25.01.2021).
  13. GOST R 56060-2014. National standard. Production environmental monitoring. Moscow: Standartinform, 2019. 7p. URL: <https://files.stroyinf.ru/Data/575/57564.pdf> (accessed: 16.02.2021).
  14. GOST R 5744-2017. The best available technologies. Reclamation of disturbed land and land plots. Restoration of Biological diversity (as Amended). URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200145085> (accessed: 18.03.2020).
  15. Dabaeva, & V. V. Formation of the chemical composition of underground and surface waters on the territory of the development of tungsten deposits in Transbaikalia: Diss. kand. geol. nauk. Ulan-Ude, 2018. 166 p. URL: [htmlslib.net/sostavai-poverhnostnyh-territorii](http://htmlslib.net/sostavai-poverhnostnyh-territorii) (accessed: 21.01.2021).
  16. Evdokimov, S. I., & Evdokimov, V. S. (2015) Pererabotka stale tailings of enrichment of lead-zinc concentrating plant. *Izvestiya vuzov. Non-ferrous metallurgy*. Vol. 3. Pp. 3–11. (in Russian)
  17. Ivanova, L. A., & Gorbacheva, T. T., & Makarov, D. V., & Rumyantseva, A. V., & Lysis, A. V., & Konina, O. T. (2019) Application of carpet turf for biological recultivation of tailings dumps in the Far North. Vol. 7. Pp. 12–17.
  18. Iglorikov A.V. (2016) New technologies of biological recultivation of disturbed lands of the Far North. *Natural and technogenic complexes: current state and prospects of restoration: Materials of the International scientific conference* (June 13-18, 2016). Novokuznetsk: SB RAS. Pp. 101–107.
  19. Kasimov, N. S., & Vlasov, D.V. (2015) Clarks of chemical elements as reference standards in ecogeochemistry. *Vestn. Mosk. un-ta. Ser. 5. Geography*. Vol. 2. Pp. 7–17. (in Russian)
  20. Kirichenko, E. V., & Kotz, S. Ya. (2011) The use of *Azotobacter chroococcum* for the creation of complex biological preparations. *Биотехнология*. Vol. 4(3). Pp. 74–81.
  21. Lamanova T. G., & Sheremet N. V. (2010) Agrophytocenoses on dumps in the southern part of the Kuznetsk basin. Novosibirsk: Publishing house "Offset".
  22. Medvedev, N. V. (2013) *Recommendations for the use of anti-erosion geosynthetic materials*. St. Petersburg: MIAKOM.
  23. Mosendz, I. A., & Alekseeva, S. A., & Kremenetskaya, I. P., & Drogobuzhskaya, S. V., & Slukovskaya, M. V., & Ivanova, L. A. (2017) Complex use of vermiculite-sungulite waste for recultivation of technogenically polluted territory. Modern problems of complex processing of hard-to-enrich ores and technogenic raw materials (Plaksin readings). Proceedings of the International Scientific Conference (September 12-15. Krasnoyarsk). Krasnoyarsk: SFU.
  24. Ovchinnikova, E. V., & Gorbunova, V. B., & Shapovalov, A. N. (2019) On the effect of magnesium-containing materials on the microstructure and properties of the finished agglomerate. *Theory and technology of metallurgical production*. Vol. 1(28). Pp. 18–23.
  25. Panova, V. F., & Panov, S. A., & Karpacheva, A. A., & Prokhorenko, O. D. (2017) Processing of iron ore processing waste. *Bulletin of the Siberian State University. Industrial university*. Vol. 3 (21). Pp. 56–62.
  26. Pigareva, T. A., & Abakumov, E. V. (2015) Biological parameters of soils and technogenic substrates of tailing dumps of iron ore mining enterprises. *Theoretical and applied ecology*. Vol. 1. Pp. 28–33.
  27. Resolution of the Chief State Sanitary Doctor of the Russian Federation of June 16, 2003. No 144 "On the introduction of SP 2.1.7.1386-03" (with amendments and additions of January 12, 2010. March 31, 2011). M. 16 p. URL: <https://base.garant.ru/4179350/> (accessed: 16.02.2021).
  28. Resolution of the Government of the Russian Federation No 244 of 07.03.2019 "On Changing the Rules for Maintaining and Preserving Land Plots" [Internet resource] URL: <https://news.ecoindustry.ru/2019/03/izmeneniya-v-pravila-2/> (accessed: 14.01.2020).
  29. Prompt, I. V., & Yurkevich, N. V. (2014) Quantitative assessment of environmental damage from water and land pollution in the area of mining waste storage. *Ecological Bulletin of Russia*. Vol. 7. Pp. 44–50.
  30. Pystina, N. B., & Baranov, A. V., & Belyakov, E.

- E., & Unanyan, K. L. (2017) Methodological aspects of restoration of anthropogenically disturbed landscapes of the Yamal Peninsula.. No 5 (33). Pp. 106–115.
31. Seraya, G. I., & Chibrik, T. S. (1985) Viability of coenopopulations of perennial grasses depending on growing conditions. *Plants and the industrial environment*. Pp. 5–25.
32. Slukovskaya, M. V., & Ivanova, L. A., Gorbacheva, T. T., & Drogobuzhskaya, S. V., & Inozemtseva, E. S., & Markovskaya, E. F. (2013) Changes in the properties of technogenically polluted soil when using carbanatite ameliorant in the impact zone of a copper-nickel combine. *Tr. of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*. Vol. 6. Pp. 133–141.
33. Stolboushkin, A. Yu., & Storozhenko, (2009) G. I. Necessity and prospects of utilization of slime iron ore wastes of Kuzbass in the technology of wall ceramic materials. *Construction materials*. Vol. 4. Pp. 2–5.
34. Tarasenko, I. A., & Kharitonova, N. A., & Ovodova, E. V., & Zinkov, A. V., & Korzun, A. V. (2017) Transformation of the mineralogical and geochemical composition of enrichment waste and its influence on the formation of highly mineralized waters (Primorsky Krai, Russia). *Pacific geology*. Vol. 36 (2). Pp. 106–118.
35. Trofimov, I. T., & Stupina, L. A. (2006) Relation of agricultural crops to soil acidity and increase of their productivity. *Bulletin of the Altai State Agrarian University*. Vol. 2 (22). Pp. 20–24.
36. Federal Law of the Russian Federation "On Production and Consumption Waste (as amended on April 7. 2020). Version effective from June 14. 2020. URL: <http://docs.cntd.ru/document/90171159> (accessed: 16.02.2021).
37. Cherkasova, D. V., & Bakaeva, M. D., & Silishchev, N. N., & Loginov, O. N. (2012) Microbiological characteristics of dumps for the enrichment of sulfide copper-zinc ores of the Ural region. *Theoretical and applied ecology*. Vol. 3. Pp. 96–100.
38. Shilova, I. I., & Terekhova, E. B., & Lukyanets, A. I. (1980) Technogenic sands and their recultivation. *Plants and the industrial environment*. Sverdlovsk: Ural State University. Pp. 131–145.
39. Yakubaylik, E. K., & Ganzhenko, I. M., & Butov, P. Yu., Kilin, & V. I. (2016) Reduction of iron losses during wet separation in high fields. *Equipment and technologies*. Vol. 9 (8). Pp. 1302–1310.
40. Bortnikova, S., & Manstein, Yu., & Saeva, O., & Yurkevich, N., & Gaskova, O., & Bessonova, E., & Romanov, R., & Ermolaeva, N., & Chernuhin, V., & Reutsky, A. Acid mine drainage migration of Belovo zinc plant (South Siberia, Russia): Multidisciplinary Study. (2011) *International Evaluation of Management, Control and Governance Approaches. Water Security in the Mediterranean Region*. (Eds. A. Scozzari and B. Mansouri). *Netherlands: Springer*. Pp. 191–208. DOI: 10.1007/978-94-007-1623-0\_14.
41. Bortnikova, S., & Olenchenko, V., & Gaskova, O. Yurkevich, N., Abrosimova, N., Shevko, E., Edelev, A., Korneeva, T., & Provornaya, I., & Eder, L. (2018) Characterization of a gold extraction plant environment in assessing the hazardous nature of accumulated wastes (Kemerovo region, Russia). *Applied Geochemistry*. Vol. 93. Pp. 145–157. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2018.04.009.
42. Evaluation of Urban Soils: Suitability for Green Infrastructure or Urban Agriculture. EPA Publication.No. 905R1103.2011. 20 p. URL:<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/evaluation-of-urban-soils.pdf> (accessed: 18.02. 2021).
43. Feketová, Z., & Sládkovičová, V. H., & Mangoová, B., & Pogányová, A., & Šimkovic, I., & Krumpál, M. (2015) Biological properties of extremely acidic cyanidelaced mining Waste. *Ecotoxicology*. Vol. 7. P. 12. DOI: 10.1007/s10646-015-1580-z.
44. Liste H.-H. & Auswahl und Konditionierung alternativer Pflanzsubstrate zur Rekultivierung von Deponien und Altablagerungen. (2009) Ensuring the safety of closed landfills for solid domestic waste by environmental methods: materials of the international. seminar (7–13 sept. 2009 г. Perm, PGU). Perm-Berlin-Moscow. Pp. 69–78.
45. Mrkovačk, N. B., & Bjelič, D. D., & Maksimovič, L. L., & Čurčić, Ž. A., & Čirič, M. Z., & Živanov, M. S. (2016) The effect of inoculation with *Azotobacter chroococcum* on microorganisms in rhizosphere and sugar beet yield in organic farming. *Mtica Srpska J. Nat. Sci. Novi Sad*. (130), 45-52. DOI: 10.2298/zmspn1630045m.
46. Piminov, P. A. et al. (2016) Synchrotron Radiation Research and Application at VEPP-4. *Physics Procedia*. Vol. 84. Pp. 19–26.
47. Slukovskaya, M. V., & Kremenetskaya, I. P., & Ivanova, L. A., & Vasilieva, T. N. (2017) Remediation conditions of an operating copper-nickel plant: results of perennial experiment. *Heavy Non-ferrous Metals*. Vol. 2. Pp. 20–26. DOI: 10.17580/nfm.2017.02.04.
48. Tikhanovskiy, A. N. (2017) Problems and methods of biological recultivation of technogenic-disturbed land in the Far North. *Advances in current natural sciences*. Vol. 2. Pp. 43-47.
49. Varadachari, C., Ghosh, K. (1984) On humus formation. *Plant and Soil*. Vol. 77. Pp. 305–315.

Дата поступления в редакцию: 15.03.2021

Дата рецензирования: 30.03.2021

Дата принятия к публикации: 09.04.2021

**Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках:**

Артамонова В.С., Бортникова С.В., Черный Н.К. Проблемы и перспективы вовлечения отходов обогащения полиметаллических и железных руд в биологическую консервацию // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 87–101. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-87-101.

**Please cite this article in English as:**

Artamonova V.S., Bortnikova S. B., Chernyy N.K. Problems and prospects of involving waste from polymetallic and iron ore processing in biological conservation. *Anthropogenic Transformation of Nature*. 2021. Vol. 7. No. 1. P. 87–101. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-87-101.

УДК 504.062.2; 528.77; 502.084

Тип статьи: Обзорная

DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-102-127

**Бузмаков Сергей Алексеевич**

Пермский государственный  
национальный исследовательский университет  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15  
ORCID ID: 0000-0002-5144-0714  
e-mail: [lep@psu.ru](mailto:lep@psu.ru)

**Санников Павел Юрьевич**

Пермский государственный  
национальный исследовательский университет  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15  
ORCID ID: 0000-0001-7973-301X  
e-mail: [sol1430@gmail.com](mailto:sol1430@gmail.com)

**Сивков Дмитрий Евгеньевич**

Пермский государственный  
национальный исследовательский университет  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15  
ORCID ID: 0000-0001-5583-4318  
e-mail: [sivkovd94de@gmail.com](mailto:sivkovd94de@gmail.com)

**Дзюба Екатерина Алексеевна**

Пермский государственный  
национальный исследовательский университет  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15  
ORCID ID: 0000-0002-6097-745X  
e-mail: [aea\\_eco@mail.com](mailto:aea_eco@mail.com)

**Хотяновская Юлия Владимировна**

Пермский государственный  
национальный исследовательский университет  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15  
ORCID ID: 0000-0002-7172-778X  
e-mail: [79082412863@yandex.ru](mailto:79082412863@yandex.ru)

**Егорова Дарья Олеговна**

Пермский государственный  
национальный исследовательский университет  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15  
Институт экологии и генетики микроорганизмов –  
филиал Пермского федерального исследовательского  
центра УрО РАН,  
614081, г. Пермь, ул. Голева, 13  
ORCID ID: 0000-0001-8018-4687  
e-mail: [daryao@rambler.ru](mailto:daryao@rambler.ru)

**Sergei A. Buzmakov**

Perm State University  
15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

**Pavel Yu. Sannikov**

Perm State University  
15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

**Dmitriy E. Sivkov**

Perm State University  
15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

**Ekaterina A. Dziuba**

Perm State University  
15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

**Yuliya V. Khotyanovskaya**

Perm State University  
15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

**Darya O. Egorova**

Perm State University  
15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia  
Institute of Ecology and Genetics of Microor-  
ganisms, branch of the Perm Federal Research  
Center of the Ural Branch of the Russian  
Academy of Sciences  
13, Goleva st., Perm, 614081, Russia

## РАЗРАБОТКА ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ ДЛЯ УПРАВЛЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТЬЮ В РАЙОНАХ ЭКСПЛУАТИРУЕМЫХ НЕФТЯНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Для рационального недропользования неотъемлемой частью стало состояние экологической защищенности природной среды от негативных процессов. В аналитическом обзоре изучена проблема создания геоинформационной системы для обеспечения экологической безопасности во время эксплуатации нефтяных месторождений на особо охраняемых природных территориях (ООПТ). Наполнение базы данных базируется на технологиях дистанционного зондирования территории проявления техногенных процессов, экспериментального моделирования ответной реакции биоты на воздействие техногенных факторов методами биотестирования. На основе цифровых технологий, применяемых для наблюдений, и геоинформационных систем, осуществляется оценка и разрабатываются поисковые и нормативные прогнозы, а также индивидуальные мероприятия по сохране-

нию и восстановлению природной среды. Нагрузки на природную среду обычно обусловлены галогенезом, битумизацией, атмосферным загрязнением и механогенезом. Использование геоинформационных систем для сбора данных о состоянии окружающей природной среды – существенная часть рационального недропользования. Мультиспектральная и панхроматическая аэрофотосъемка при помощи беспилотного летательного аппарата (БПЛА) успешно применяется для оценки загрязнения, деградации земель и эффективности их восстановления. Представляется важной отработка методики дистанционного зондирования с использованием БПЛА в районах размещения нефтяных месторождений и ценных природных объектов. Биотестирование последствий техногенной трансформации компонентов экосистем существенно связано с выбором оптимальных тест-объектов для проведения экспериментов. Загрязнение почв нефтью и продуктами ее переработки сказывается на состоянии растений и микроорганизмов. Целесообразна разработка методики для определения закономерностей и уровней воздействия остаточной нефти и техногенных рассолов на локальные природные объекты, местные почвенные и водные экосистемы по результатам биотестирования. Разработка регламентов типовых мероприятий по ремедиации экосистем при различных уровнях загрязнения, битумизации, галогенеза земель и водных объектов. Существуют технологические возможности для создания ГИС по контролю за качеством природной среды и экологической безопасности в районах нефтяных месторождений. Цифровые карты почв, водосборных бассейнов, природно-технических систем, развития техногенных процессов, мероприятий по восстановлению природной среды позволяют проводить пространственное моделирование природно-техногенных процессов. Управление качеством окружающей среды, при добыче углеводородов, остается существенной целью геоэкологических исследований.

**Ключевые слова:** рациональное недропользование, экологическая безопасность, геоинформационные системы (ГИС), беспилотный летательный аппарат (БПЛА), биотестирование, нефтяное месторождение, особо охраняемые природные территории (ООПТ).

#### DEVELOPMENT OF GEOINFORMATION SYSTEMS FOR ENVIRONMENTAL MANAGEMENT AND ENVIRONMENTAL SAFETY IN THE AREAS OF EXPLOITED OIL DEPOSITS

The state of environmental protection of natural environment from negative processes has become an integral part of sustainable mining. The analytical review shows the ways of geoinformation system's preparing a to ensure environmental safety during oil mining process on protected areas. Obtainment information for geoinformation database is based on technologies of aerial remote sensing, experimental modeling of biotic reactions to the impact of technogenic factors by biotesting methods. The geoinformation system should perform observations, assessments, search and regulatory forecasts, based on digital technologies, and develop individual measures for the preservation and restoration of the natural environment. Environmental stresses are usually caused by halogenesis, bitumization, air pollution and mechano-genesis. The use of geoinformation systems to collect information about the state of the natural environment is an essential feature of sustainable mining. Multispectral and panchromatic aerial photography by unmanned aerial vehicle has been successfully used to assess pollution, land degradation, and the effectiveness of land restoration. It is important to develop an unmanned aerial sensing technique for areas, where oil fields and protected are located. Biotesting of the consequences of technogenic transformation of ecosystem components is significantly related to the choice of optimal test objects for conducting experiments. Soil contamination with oil and its processed products affects the condition of all components: plants, microorganisms. It is advisable to develop a methodology for determining the patterns and levels of impact of residual oil and technogenic brines on local natural objects, local soil and water ecosystems based on the results of biotesting. Development of regulations for standard measures for remediation of ecosystems at different levels of pollution, during bitumization, halogenesis of land and water objects.

The review shows that there are technological possibilities for creating GIS for monitoring the quality of the natural environment and environmental safety in the areas of oil fields. Digital maps of soils, watersheds, natural and technical systems, the development of technogenic processes and measures to restore the natural environment, allow to provide spatial modeling of natural and technogenic processes. Environmental quality management during oil mining process remains an important goal of geoecological researches.

**Keywords:** sustainable mining, environmental safety, geographic information systems (GIS), unmanned aerial vehicles (UAV), biotesting, oil deposit, protected areas.

#### Введение

Разработка эффективной ГИС-модели для управления качеством окружающей среды при добыче углеводородов остается существенной целью геоэкологических исследований.

Создание геоинформационной системы управления качеством окружающей среды для обеспечения безопасности природных объектов при нефтедобыче позволяет развивать технологии геоэкологического мониторинга на основе цифровых технологий наблю-

дения, оценки, поисковых и нормативных прогнозов, разработке индивидуальных мероприятий по сохранению и восстановлению природной среды, что открывает возможности для использования технологии IoT. Цифровизация позволяет поднять на новую ступень ноосферосовместимости технологии обеспечения экологической безопасности при добыче углеводородов.

Например, в Пермском крае сеть охраняемых территорий включает 361 объект федерального, регио-

нального и местного значения. Их общая площадь достигает 10,7% от территории Пермского края. Основная часть площади приходится на ООПТ регионального значения. Их 257, и они занимают 8,8% территории Пермского края. Практически половину составляют охраняемые ландшафты (4,5%), весьма значительна доля биологических заказников. Добыча нефти проводится в границах ряда ООПТ: охраняемые ландшафты «Нижневишерский», «Куединский», «Сарашевские дубравы», «Малиновый хутор», «Большеситовское болото», заказники «Березниковский», «Большеусинский», «Октябрьский», «Соликамский», «Гулвинский», «Уинский». Разрабатываемые месторождения нефти Шершнёвское Логовское, Озёрное, Маговское, Гагаринское, Аспинское, Асюльское, Кирилловское, Чураковское, Уньвинское, Чашкинское, Юрчукское, Бельское, Ростовицкое, Проворовское, Жилинское, Южно-Юрчукское находятся на особо охраняемых природных территориях.

Повышение уровня экологической безопасности способствует устойчивому недропользованию в районах с уязвимой природной средой.

Настоящий обзор предназначен для выявления основных теоретических подходов, методик, технологий при разработке геоинформационных систем для контроля качества окружающей среды, обеспечивающих экологическую безопасность в районах эксплуатируемых нефтяных месторождений. Основными теоретическими положениями и методической основой достижения поставленной цели следует считать теорию техногенеза и техногенной трансформации природной среды; возможности дистанционного зондирования района месторождений с помощью беспилотного летательного аппарата и дешифрирования полученных данных; моделировании техногенных процессов методами биотестирования для определения количественных критериев экологической оценки; достаточности программ ГИС-моделирования для оценки, прогноза геоэкологической обстановки; возможности построить единый комплекс геоэкологических методик от полевых наблюдений и лабораторных экспериментов, до регламентов и карт с предлагаемыми мероприятиями по восстановлению природной среды.

#### **Основная часть**

**Техногенез.** Добыча нефти сопровождается поступлением в ландшафты органических и минеральных веществ природного и техногенного происхождения [45]. Нагрузки на природную среду обычно обусловлены геохимическими (галогеenez, битумизация, атмосферное загрязнение) и физическими (механогенез) воздействиями, возникающими при авариях на технических объектах, а также связанными с технологическими выбросами.

Битумизация – это один из основных видов геохимического воздействия на нефтепромысловых территориях [11, 36, 46]. Под битумизацией понимается загрязнение почвенного покрова и грунтов, воды,

донных осадков веществами органического происхождения.

Нефтепродукты, попадая в почву с определенными кислотнo-щелочными условиями и свойствами, нарушают течение естественных природных процессов, что приводит к радикальным изменениям почвенных показателей и характеристик [42].

Особенности поведения и превращения углеводородов техногенного происхождения в почвенной толще весьма разнообразны и специфичны для тех или иных условий среды, поэтому их характеристика обладает высоким информативным потенциалом с точки зрения понимания и оценки происходящих в почве процессов [43].

Органическое загрязнение гидросферы – явление довольно распространенное в районах нефтедобычи и связано как с аварийными утечками из поверхностных нефтепромысловых объектов, так и с глубинными источниками (перетоки пластовых флюидов из продуктивной части разреза по затрубному пространству дефектных скважин или зонам повышенной проницаемости осадочного чехла) [6].

В качестве основного показателя уровня органического загрязнения гидросферы регламентировано определение водорастворенных «нефтепродуктов». Под этим термином понимают сумму неполярных и малополярных соединений, растворимых в неполярных растворителях [8, 14]. По своей сущности, нефтепродукты – это интегральный показатель, отражающий суммарное содержание экстрагируемых из воды углеводородов вне зависимости от их генезиса («углеводородный индекс»).

Однако применяемый в экологической практике нормативный показатель «нефтепродукты» не позволяет оценить реальные масштабы техногенной нагрузки и возможные источники загрязнения [5, 6]. Альтернатива нефтепродуктам, которые как интегральный индикатор нефтяного загрязнения не соответствуют современным экологическим требованиям – геохимические маркеры аквабитумоидов (АБ) нафтидного типа [33].

Выявлены закономерности техногенной трансформации нефтепродуктов в водных экосистемах [25].

Модели процесса самоочищения и формирования потенциала устойчивости экосистем, разработанные на примере участков, пострадавших в результате разлива нефти и мазута с известным химическим составом [24, 26], планируется адаптировать под экосистемы, испытывающие хроническое нефтяное загрязнение различного происхождения.

Техногенный галогеenez – засоление почв, грунтов, поверхностных, внутрпочвенных и подземных вод – наиболее характерный геохимический процесс преобразования природных систем в районах добычи нефти [45].

Один из геоэкологических факторов, оказывающих негативное воздействие на окружающую среду

при добыче нефти – техногенное засоление почв [44, 45].

При определении хлоридов и сульфатов в нефтезагрязненных почвах была выявлена прямая зависимость их содержания от концентрации нефтепродуктов в профиле почв. Следовательно, характер засоления напрямую зависит от количества и свойств нефти, поступившей в ландшафт при разливе [44].

Своеобразный солевой и микроэлементный состав пластовых вод, резко нарушает состояние экосистем, часто приводя к их полной деградации. Интенсивность воздействия минерализованных вод на геохимическое состояние и состояние природных комплексов часто более значительна по сравнению с нарушениями, вызванными только нефтяным загрязнением [34, 46].

Хлориды относятся к наиболее подвижным компонентам техногенных потоков в районах нефтедобычи [45]. Они интенсивно мигрируют с грунтовым стоком, что при интенсивном загрязнении может приводить к гидрохимическим аномалиям [30]. Иногда соленые подземные воды попадают прямо в реки и озера, в частности, выявлены многочисленные случаи фонтанирования старых геологоразведочных скважин, расположенных на приречных террасах [39, 40]. Выявлена зависимость между показателями солевого состава речных вод и уровнем техногенной нагрузки в пределах месторождения [4].

Воздействие токсичных пластовых вод приводит к морфологическим изменениям и трансформации структуры фитоценозов. Происходит обеднение видового разнообразия, снижение поглощенного растениями числа элементов [19].

При сильном засолении в растительном покрове появляются галофитные виды растений, в том числе несвойственные для района исследований, которые при доминировании формируют новые растительные сообщества взамен исходных [18].

Анализ содержания хлоридов в поверхностных водах может быть использован для оценки экологической ситуации на нефтяных месторождениях, следовательно, и для принятия управленческих решений, регулирующих природопользование [29].

Самые многочисленные источники загрязнения на промыслах – это факельные установки по сжиганию попутного нефтяного газа. Кроме того, выбросы продуктов сжигания углеводородов происходят из амбаров, через выхлопные и дымовые трубы. Углеводороды поступают в атмосферу при продувках скважин, стравливании из трубопроводов, при утечках из негерметичных технологических установок, испарении из очистных сооружений и резервуаров товарных парков [35].

Надежный показатель состояния атмосферы в зимний период – атмосферные выпадения, которые фиксируются в снежном покрове. При растоплении

снега эти выпадения переходят в снеговую воду, состав которой отражает состав аэрозолей атмосферы [35].

По данным Д.В.Московченко [30] под факельными установками в воздухе происходит увеличение содержания диоксида азота и сажи в 2 раза, оксида углерода и метана – в 1,3 раза. На участках с разведочными и добывающими скважинами количество сажи по сравнению с фоном увеличивается в 2 раза, диоксида азота – в 1,5 раза, диоксида серы и азота – в 1,3 раза.

Анализ результатов измерений показывает, что основные источники загрязнения воздушной среды расположены на площадках крупных технологических объектов – установки первичной подготовки нефти (УППН), пунктов сбора и сепарации нефти (НГСП) [48].

Механические воздействия на почвы и грунты приводят к нарушению равновесия в природных системах и появлению разнообразных вторичных техногенных процессов в ландшафтах.

Механические нарушения почвенного покрова и растительности, помимо сокращения природных ресурсов и нарушения естественных связей в экосистемах, естественного речного стока, вызывают усиление природных процессов, увеличивающих скорость дальнейшей деградации окружающей среды — криогенеза, эрозии и дефляции [35].

Экологические последствия механогенеза разнообразны и зависят от типа воздействий, например, из-за изъятия грунтовых масс (карьеры) или привноса веществ в ландшафты при строительстве линейных сооружений, отсыпке буровых площадок и др.

Наиболее интенсивный поверхностный и подземный механогенез осуществляется при строительстве и обустройстве промыслов. Однако заметные механические нарушения ландшафтов возникают и ранее, еще при поисках и разведке месторождений и позже, при их эксплуатации [45].

На любых этапах работы промыслов в процессе механогенеза формируются новые техногенные формы рельефа: 1) положительные, представленные разнообразными валами, насыпями, отвалами разнообразных грунтов; 2) отрицательные, связанные с земляными амбарами, карьерами, траншеями и т.д.

Интенсивные экологические изменения в ландшафтах возникают из-за подземного механогенеза при бурении, эксплуатации и ремонте скважин, закачивании жидкостей для поддержания пластового давления и интенсификации воздействия на продуктивные горизонты. Экологические ответы многообразны и проявляются как в изменениях геологической среды, так и в характере ландшафтообразующих процессов [45].

По результатам рассмотрения основных положений техногенеза при нефтедобыче составлена схема основных процессов (рис. 1 / fig. 1).

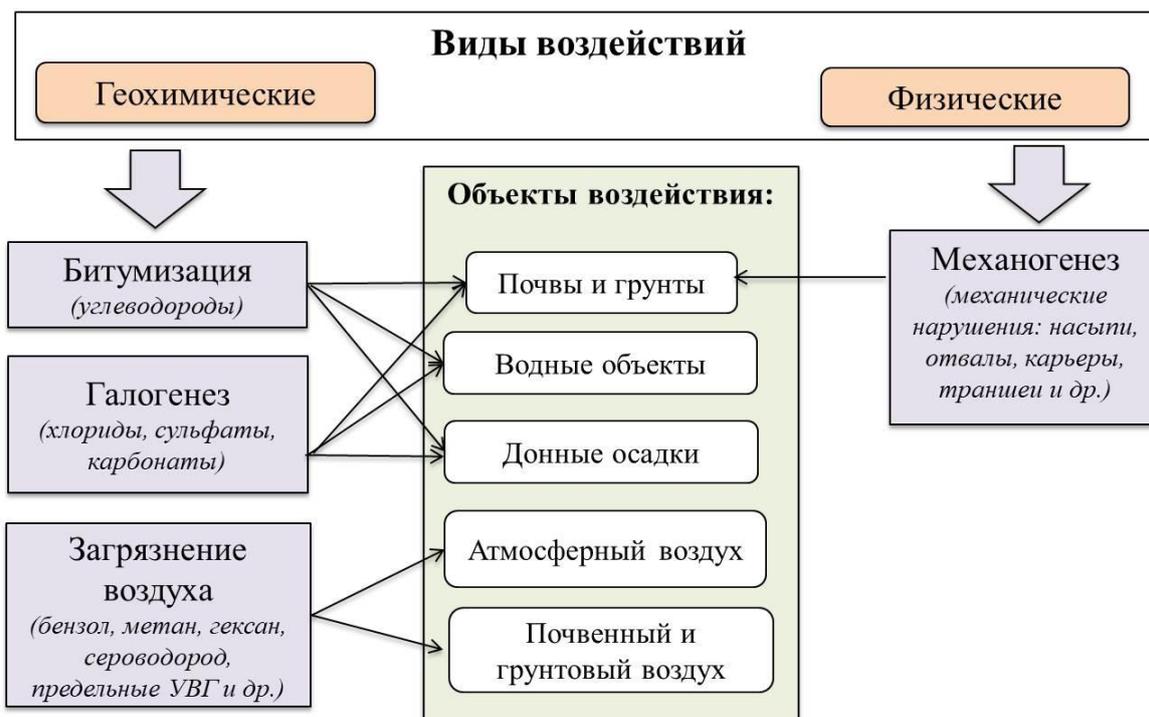


Рис. 1. Техногенез нефтяных месторождений

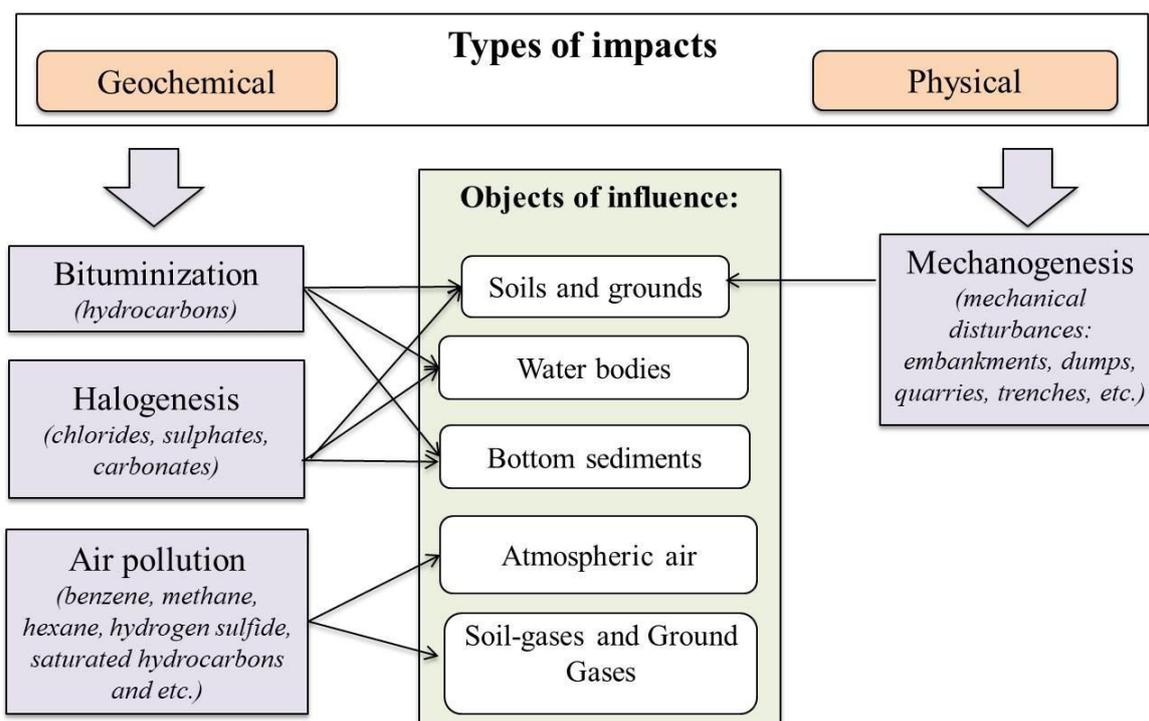


Fig. 1. Technogenesis of oil fields

**Геоинформационные системы.** Использование геоинформационных систем (ГИС) становится ключевым инструментом для обеспечения экологической безопасности территорий. Геоинформационные технологии позволяют объединить результаты прямых полевых наблюдений за состоянием окружающей среды с лабораторными исследованиями устойчивости основных компонентов

экосистем к природному и антропогенному воздействию.

На сегодняшний день ГИС применяют в таких отраслях, как: отслеживание лесных пожаров, контроль оползневых территорий, предотвращение незаконных вырубок, разливы нефти и других опасных химических веществ, оценка воздействий опасных гидрометеорологических явлений и т.п.

Часто геоинформационные системы используются в области охраны природы и при оценке воздействия опасных гидрометеорологических явлений на жизнь людей. Средствами ГИС могут быть построены цифровые модели уязвимостей городских кварталов к пыльным и песчаным бурям [55], восприимчивости регионов к оползням [115], оценка ущерба на прибрежных территориях вследствие штормов [113] и другие.

Наряду с природными, техногенные факторы, оказывающие влияние на окружающую среду, также становятся предметом исследования. Например, с помощью ГИС китайскими учеными, создавалась модель оценки воздействия морских судов на прибрежные заповедные зоны, наглядно представленная в работе [114]. При помощи ГИС произведено моделирование траектории разливов нефти и картографирование уязвимости окружающей среды к разливам с использованием модели GNOME в Малайзии [53]. Для оценки экологических рисков и экологической безопасности в бассейне Чамширской плотины (Иран), где потенциальный источник воздействия – система нефтепроводов, также были использованы геоинформационные системы. С их помощью выявлены уязвимые зоны, где риск разливов нефтепродуктов и необратимое воздействие на прибрежную экосистему исключительно высок [59]. Совместно с аэрометодом ГИС-технологии применены для определения экологической безопасности при добыче и транспортировке углеводородов на острове Сахалин [7]. Проведена ГИС оценка экологических воздействий нефтегазовой промышленности в Арктическом регионе, которая позволила оценить и смоделировать загрязнение атмосферного воздуха, для обеспечения экологической безопасности в регионе и предотвращения возможных чрезвычайных ситуаций [27]. Для города Грозного разработана геоинформационная система для выявления природных ландшафтов, загрязнённых нефтепродуктами, обеспечения своевременной реабилитации и рекультивации загрязнённых территорий с целью поддержания на территории города экологической безопасности [28].

Чаще всего рабочей программой при использовании геоинформационных методов выступает программа ArcGIS (ESRI). Сбор, хранение и анализ фоновых данных, материалов полевых обследований, ДДЗ, будет осуществляться в форме реляционной, пространственно-временной, полимасштабной базы геоданных. Эта форма позволяет одновременно работать как с растровыми данными (аэрофотосъёмка, космические изображения, топографические карты),

так и с векторной информацией (нефтепромысловые объекты; пункты проведения наблюдений и измерений; результаты лабораторного исследования отобранных образцов природных сред и биотестирования; дифференциация модельных участков на базовые экосистемы). Она позволяет проводить анализ геоинформационных данных при помощи комплекса методов: оверлейные операции (наложение одного или нескольких слоев друг на друга), набор инструментов пространственного анализа (вырезание, разбиение, стирание, объединение, пересечение, выборка, создание буферных зон), набор инструментов для работы с растровыми данными и построения цифровых моделей (например, распространения загрязнения) Spatial Analyst (интерполяция дискретных данных по площади – построение GRID-моделей; растровый калькулятор и другие математические операции с растром, анализ направления стока, выделение водосборных областей), набор инструментов для работы с трехмерными данными 3D Analyst (построение TIN-моделей, расчет объемных показателей, построение ареалов загрязнений). Роль конкретной аналитической модели выполняет геоинформационная база данных.

Использование геоинформационных систем для сбора информации о состоянии окружающей природной среды, выполнения экологической оценки, поисковых и нормативных прогнозов, разработки мероприятий по восстановлению природной среды позволяет выйти на новый уровень рационального недропользования [1, 41].

Первичная структура и состав ГИС для контроля качества окружающей среды, обеспечивающей экологическую безопасность в районах совместного размещения особо охраняемых природных территорий и эксплуатируемых нефтяных месторождений представлена на рисунке 2 / fig. 2. Геоинформационная база данных состоит из трех основных блоков: наблюдение, оценка и прогноз. Наблюдение происходит дистанционно с применением БПЛА и данных ДЗЗ совместно с прямыми визуальными исследованиями. После получения первичных данных наблюдений выявляются пространственно-временные параметры техногенеза. Далее осуществляется оценка состояния природных объектов, для каждого компонента природной среды разрабатываются критерии состояния с помощью лабораторно-аналитических методов. На основе полученных данных составляются карты геоэкологической ситуации для участков совместного размещения особо охраняемых природных территорий и эксплуатируемых нефтяных месторождений.

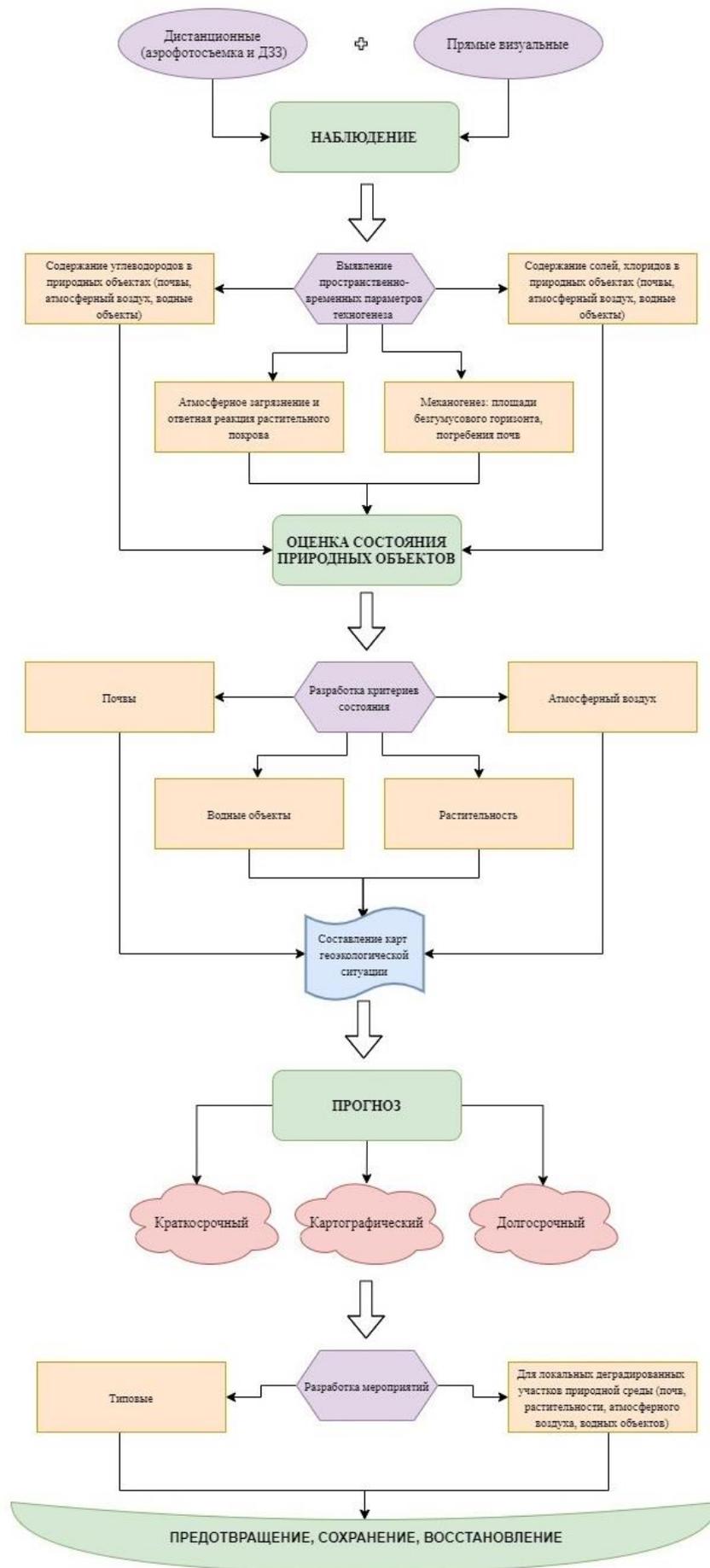


Рис. 2. Структура геоинформационной базы данных

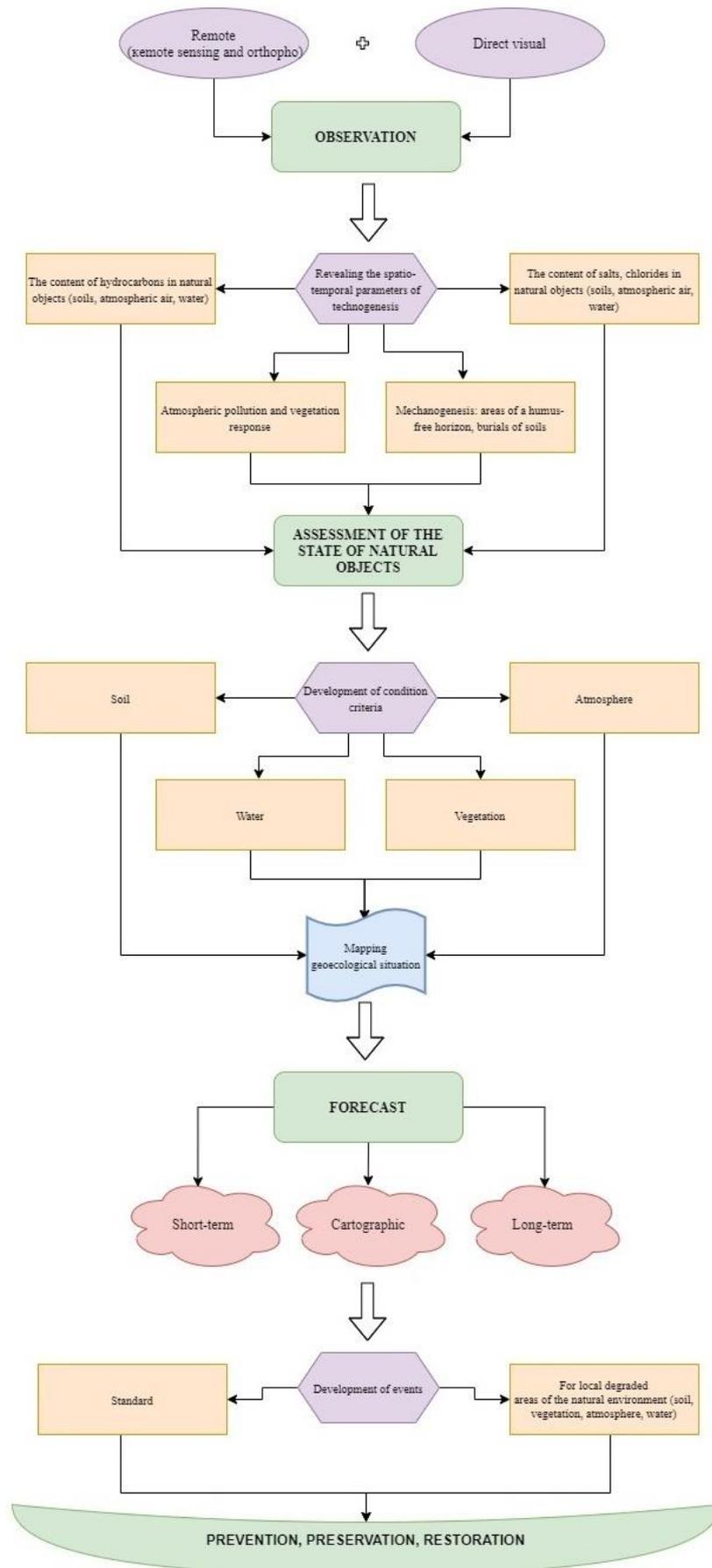


Fig. 2. Geographic information database structure

На завершающем этапе работ, БД позволяет сделать прогноз развития ситуации на исследуемой территории и разработать мероприятия, направленные на предотвращение загрязнения, сохранение и восстановление природной среды.

**Дистанционное зондирование с помощью беспилотного летательного аппарата.** Активный рост применения беспилотной аэрофотосъемки последние 15–20 лет закономерно отмечается во многих отраслях. Материалы съемки используются для решения как фундаментальных научных задач, так и задач прикладного характера [80]. К их числу относятся и нефтедобыча, а также ряд смежных областей.

Наиболее острая и заметная проблема в нефтепромысловом технологическом процессе – разливы нефти. Нефть обладает достаточно специфическими оптическими свойствами, а её попадание на почву или в водные объекты приводит к заметным изменениям ряда физических параметров природных сред. Это создает объективную основу для регистрации и изучения разливов при помощи БПЛА [75].

В целом, за последние 50 лет (2017-2019) число научных публикаций, посвященных выявлению и картированию нефтяных разливов, неуклонно росло (рис. 3 / fig. 3) [110].

Наиболее активно эту тему исследуют ученые из Китая, Италии и США [110].

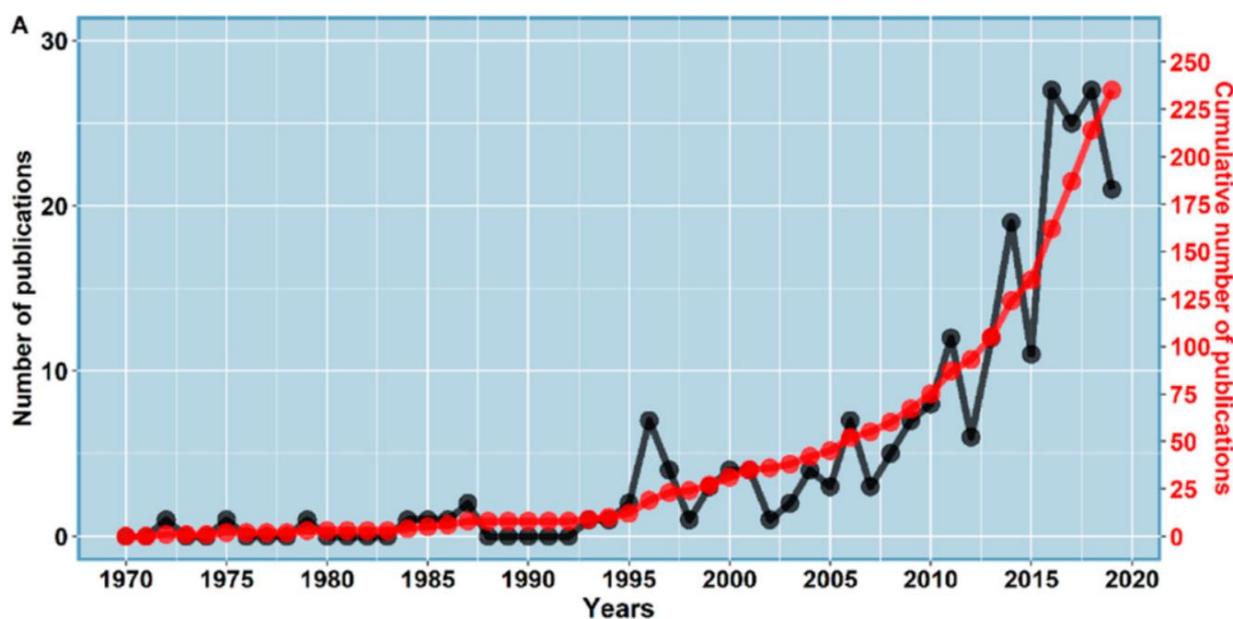


Рис. 3. Число научных публикаций (индексированных в Scopus) о выявлении и картировании разливов нефти за период 1970-2019 гг. [110]

Fig. 3. Annual growth rate of Oil Spills Detections and Mapping publications indexed in the Scopus database per year (1970–2019) [110]

В настоящее время на борту БПЛА может быть установлен достаточно широкий спектр сенсоров различного типа и назначения [72]. Выбор подходящего типа сенсора, относительно поставленных задач, масштаба, специфики техногенеза и применимости в различных условиях, занимает важное место в современной научной литературе [112].

Серьезное внимание уделяется изучению нефтепромыслового воздействия объектов линейной инфраструктуры (прежде всего нефтепроводов) [112]. Помимо подходов к регистрации порывов, разливов, реакции биоты [72], идет разработка оптимизационных алгоритмов подготовки полетного задания для БПЛА, позволяющих экономить ограниченный ресурс времени полета [95].

При возникновении чрезвычайных ситуаций на участках нефтедобычи возможны взрывы, пожары, долговременные горения. На удаленных участках, при отсутствии постоянных работников слежение за оча-

гами горения [90], за дымовыми шлейфами [111] может проходить при помощи БПЛА. Существуют отдельные примеры использования беспилотной техники и для тушения возгораний [54]. На первых (разведочно-буровых) этапах «жизненного цикла» нефтепромысла, ортофотопланы дают высокоточную основу для регистрации [70] и численной оценки ущерба, нанесенного лесам, в результате рубок при организации объектов нефтепромысла [96].

В староосвоенных районах существенная проблема – поиск заброшенных недействующих скважин. Один из интересных вариантов решения этой задачи – использование магнитометра (для выявления устьевых металлических частей скважин) в качестве сенсора БПЛА [62].

Мультиспектральная аэрофотосъемка успешно применяется для оценки эффективности восстановления техногенно преобразованных земель [93] или степени их текущей деградации [97].

Поскольку в России, в целом, и в Пермском крае, в частности, много нефтяных месторождений расположено в лесной зоне, важный идентификационный признак механогенеза, галогенеза, битумизации – реакция биоты – прежде всего, древостоя. Немалое число статей посвящено различным аспектам изучения лесов средствами аэрофотосъемки [51, 64, 85, 101]. Имеются работы, посвященные дешифрированию видового состава лесов [66, 71]. Определение отдельных технических параметров древостоев возможно, как при помощи лазерных сенсоров – лидарной съемки [87, 103], так и съемок в оптическом диапазоне [2]. Важным ответвлением этой темы следует считать идентификацию болезней, биологических повреждений леса, сухостойных деревьев. Часто исследования опираются на известную спектральную разницу фотосинтетически активной поверхности в красном и ближнем инфракрасном диапазонах [60, 76, 86]. Существуют примеры использования и панхроматических сенсоров [37, 78].

Первичная обработка результатов аэрофотосъемки позволяет создать ортофотоплан. Методика этого процесса достаточно подробно описана в ряде наших предыдущих публикаций [10, 38]. Последовательность основных этапов этой процедуры выглядит следующим образом. Определение положения и выравнивание фотографий относительно друг друга – создание разреженного облака точек и корректировка ошибок – расчет «глубины» каждого снимка и создание плотного облака точек – дифференциация точек на классы – создание цифровой модели местности (ЦММ) и цифровой модели рельефа (ЦМР), создание 3D-моделей местности (при

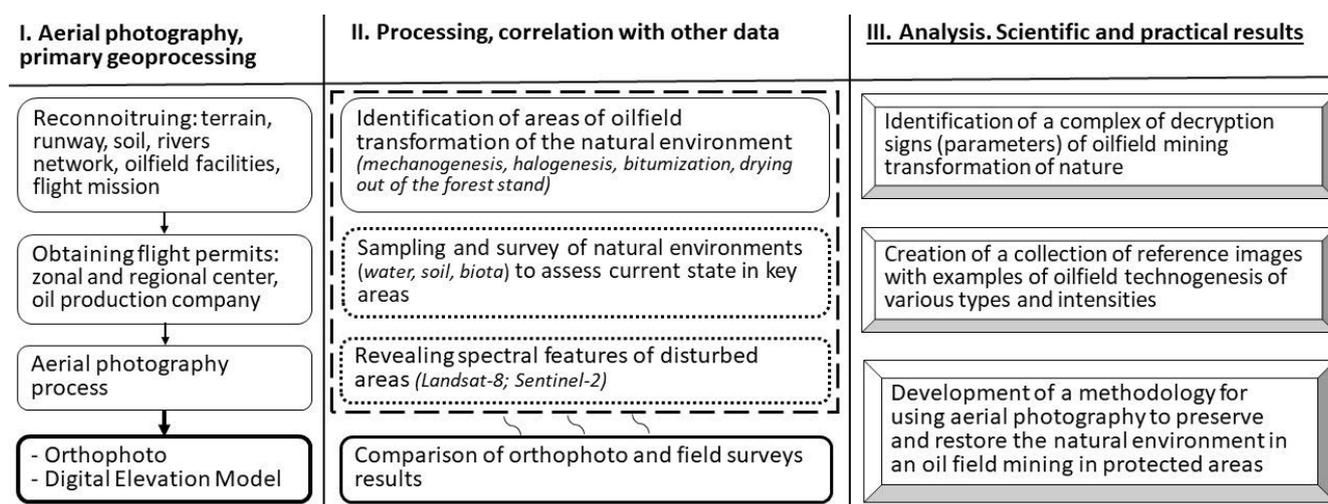
необходимости). Дальнейшая обработка изображений проводится в соответствии с программой Photomod UAS. Она необходима для дополнительной коррекции снимков, достижения геодезической точности получаемых продуктов. В сжатом виде процедуру обработки можно представить в виде следующих этапов: сжатие снимков, привлечение данных внутреннего и внешнего ориентирования, создание сети опорных точек – добавление точек, с заранее определенными (геодезическим способом) координатами, для повышения точности ортофотоплана – уравнивание положения снимков относительно друг друга, определение линий порезов – глобальное и локальное выравнивание яркостей изображений – настройка выходных параметров и экспорт ортофотоплана.

Дополнительным источником информации станут материалы мультиспектральной космической съемки среднего (Landsat-8, 30 м) и высокого разрешения (Sentinel-2, 10 м), имеющиеся в свободном доступе. В отличие от аэрофотосъемки космические снимки, включают информацию по нескольким спектральным каналам, что существенно расширяет возможности дальнейшего дешифрирования. В целом анализ снимков будет основан на различиях в спектральных кривых различных экосистем и поиске признаков техногенного нарушения, которое характерно для участков развития нефтепромыслов.

Схематичное представление о роли блока «ди-станционных методов» при разработке ГИС для обеспечения экологической безопасности в районах совместного размещения нефтяных месторождений и ООПТ, показано на рис. 4 / fig. 4.



Рис. 4. Последовательность работ и результаты применения аэрофотосъемки для изучения, сохранения и восстановления природной среды на нефтепромысловых участках



**Fig. 4. Sequence of steps and results of aerial photography for studying, preserving and restoring the natural environment in oil field areas**

**Биотестирование.** Моделирование техногенной трансформации наиболее важных процессов для определения устойчивости компонентов экосистем к загрязняющим веществам возможно методами биотестирования. И встает вопрос о том, какие тест-объекты более применимы при изучении токсичности почв и вод, загрязненных нефтью и нефтепродуктами.

Применение биотестирования, наряду с методами физико-химического анализа, как сказано в работе Shen [106], позволяет оценить комплексное влияние загрязнителей на компоненты природной среды и экосистемы в целом. Это важно, так как достаточно сложно при исследованиях экосистем определить степень влияния каждого отдельного поллютанта, которые попадают в среду при загрязнение нефтью и нефтепродуктами.

Н.А. Киреева и др. [21] составили рекомендации, по проведению биотестирования нефтезагрязненных почв, которые заключаются в следующем [21]: тест система должна включать представителей двух трофических уровней – автотрофов и гетеротрофов; иметь в своем составе представителей основных царств живого – бактерий, грибов, растений, животных; включать тест-организмы, хорошо растущие в лабораторных условиях, а так же организмы, обладающие высокой чувствительностью к исследуемым загрязнителям природной среды; включать такие тест-реакции тест-объектов, регистрация которых не требует использования сложной и дорогостоящей аппаратуры, но в то же время несущие достаточный объем информации.

По данным авторов [21], при биотестировании почв нефтезагрязненных территорий чаще всего в качестве тест-объектов используют почвенные микроорганизмы и беспозвоночных. Но нужно отметить, что и применение растений в качестве тест-объектов распространено так же широко [16]. Во многих исследованиях, в качестве тест-объектов используются бактерии [32, 56, 87, 99].

В работе А.В. Арзамасовой [3] говорится, что тест-функции, которые учитываются методами биотестирования на основе высших растений рассматривают всхожесть семян, энергию прорастания семян, длину корней и стеблей проростков семян, интенсивность роста побегов, фитомассу растений и некоторые другие параметры.

Есть три варианта методов по фитотестированию [94]: лабораторные, вегетационные (горшечные) и микроплощадочные. Из них более распространенными остаются лабораторные, благодаря следующим преимуществам [94]: высокая чувствительность, простота, компактность, относительная дешевизна, доступность и сохранность тест-объекта (растительных семян).

Р.М. Дауд с соавторами проводили фитотестирование почв, загрязненных нефтью, мазутом [12, 13, 61] и бензином [22], с целью изучения устойчивости аридных экосистем. Авторами сделаны выводы о том, что при загрязнении нефтью и нефтепродуктами было наиболее показательным исследование фитотоксичности (в качестве тест-объекта использовался редис), в частности, выявлено большое влияние загрязнения на изменение длины корней. В целом авторы [12, 13, 61] определяли общую численность бактерий, обилие бактерий рода *Azotobacter*, активность каталазы и дегидрогеназы, целлюлозолитическую способность, фитотоксические свойства. Помимо загрязнения нефтью и нефтепродуктами, С.И. Колесников и др. [12] изучали влияние загрязнения почв микроэлементами на фитотоксичность, которое также возможно на территориях, находящихся под воздействием нефтедобычи.

Füleky G. & Barna S. [68] так же исследовали влияние загрязнения микроэлементами на фитотоксичность, проводя эксперименты с загрязненными почвами на плевеле многолетнем (*Lolium perenne*).

Тест-объектов, которые используют при фитотестировании нефтезагрязненных сред достаточно мно-

го. Наиболее часто при фитотестировании применяются следующие тест-объекты: семена салата (*Lepidium sativum*) [100], кресс-салат (*Lepidium sativum*) [15], редис (*Raphanus sativus*) [109], сорго (*Sorghum bicolor*) [65], люцерна (*Medicago*) [65], бобы (*Phaseolus vulgaris*) [109], семена лука (*Allium cepa*) [109], клевер (*Trifolium*) [17], ячмень (*Hordeum vulgare*) [59], пшеница мягкая (*Triticum vulgare*) [3, 22].

Перечисленные растения в основном луговые, но стоит понимать, что загрязнению нефтью и нефтепродуктами подвергаются различные ассоциации, в том числе лесные. Следовательно, возникает необходимость фитотестирования на растениях, слагающих лесные фитоценозы. В таком случае можно выделить сосну обыкновенную (*Pinus sylvestris*) и ель сибирскую (*Picea obovata*), которые чаще принято применять в роли биоиндикаторов, а не тест-объектов [47].

Широкое распространение имеют тест-объекты из числа одноклеточных растений, беспозвоночных животных и микроорганизмов. Многие исследователи [57] используют одноклеточную водоросль хлореллу (*Chlorella vulgaris*), эксперименты с которой проводятся в лабораторных условиях. Наряду с ней, такое же широкое распространение получили рачки дафний (*Daphnia magna*), которые выступают в роли тест-объектов во многих исследованиях [56, 105, 108, 118]. Эксперименты с ними проводятся в лабораторных условиях. Часто эти тест-объекты применяются в паре, что объясняется их принадлежностью к различным таксономическим группам.

Загрязнение почв нефтью и продуктами ее переработки негативно сказывается на состоянии всех компонентов микробиома почвы [49, 52, 67, 74, 89, 104]. Присутствие нефти и нефтяных углеводородов в почве приводит к изменению физико-химических и биологических показателей [50, 57, 63, 73, 98, 116, 117]. Существенное влияние такое загрязнение оказывает на численность и биоразнообразие почвенных микроорганизмов [79].

Механизм влияния нефтяного загрязнения на микробиому может носить как прямой, так и опосредованный характер. В случае опосредованного влияния происходит существенное изменение физико-химических параметров: возникновение микроаэрофильных условий в случае проникновения нефти в почвенные слои, изменение гидрофобности почвенных частиц и регуляции углекислого газа в почве [74, 76 100]. Такие изменения оказывают негативный эффект на микробные сообщества почв, вызывая снижение численности и разнообразия организмов [49, 91, 100, 102]. Прямое влияние нефтяного загрязнения будет проявляться в том случае, если в почве присутствуют микроорганизмы, способные использовать углеводороды нефти в качестве источника углерода [49, 91].

Известно, что почвы формируются длительное время под действием комплекса геохимических

факторов и отличаются как по механическому, так и по химическому составу [92]. Можно предположить, что в почвах разных групп/типов/классов нефтяное загрязнение будет оказывать различный эффект на почвенные микроорганизмы. Однако в литературе представлены единичные работы, отражающие изменения, обусловленные нефтяным загрязнением, в том или ином типе почвы [49, 57, 81].

На территории Пермского края (Россия) в районах нефтедобычи основная доля почв приходится на дерново-подзолистые, дерново-карбонатные, светло-серые, темно-серые и пойменные [84]. Исследованиями установлено, что нефтяное загрязнение таких почв приводит к снижению видового разнообразия почвенных бактерий. Однако, выявлены различия в изменении численности бактериоценозов разных типов почв при низких и высоких дозах нефтяного загрязнения. Так, дозы, характерные для аварийных разливов негативно влияют на численность микроорганизмов во всех изученных типах почв. Напротив, низкие дозы нефтяного загрязнения стимулировали развитие гетеротрофной микрофлоры в дерново-подзолистой, темно-серой и пойменной почвах. Можно предположить, что в микробоценозах данных почв существенную долю занимают нефтеокисляющие микроорганизмы, способные использовать нефтяные углеводороды как источник углерода для метаболических процессов клетки. Полученные результаты существенно отличаются от данных для нефтезагрязненного чернозема [81-83]. Таким образом, реакция микробоценоза почвы на нефтяное загрязнение зависит как от видового состава, так и от типа почвы.

**Описание эксперимента по биотестированию нефти и нефтепродуктов.** На рисунке 5 / fig. 5 представлена общая схема биотестирования для почв, на рисунке 6 / fig. 6 – для водных объектов.

Вегетационный хронический эксперимент проводится в соответствии с методикой определения фитотоксичности. В качестве тест-объектов можно использовать четыре вида растений – пшеницу мягкую (*Triticum aestivum*) и кресс-салат посевной (*Lepidium sativum*), ель сибирскую (*Picea obovata*) и сосну обыкновенную (*Pinus sylvestris*). Число повторностей каждого варианта – 4. В качестве критерия фитотоксического действия поллютанта использовано снижение фитопродуктивности растений на 20% и более, по сравнению с контрольными вариантами. Микробиологическое исследование почв включает изучение динамики численности и разнообразия экологотрофических групп бактерий в почвах разного типа при дифференцированном нефтяном загрязнении от контроля до 300 г/кг. Подсчет числа клеток производили путем их посева на плотные питательные среды. В основе метода лежит принцип Коха, согласно которому каждая колония является потомством одной клетки.



Рис. 5. Схема биотестирования почв, загрязненных нефтью и подтоварными водами

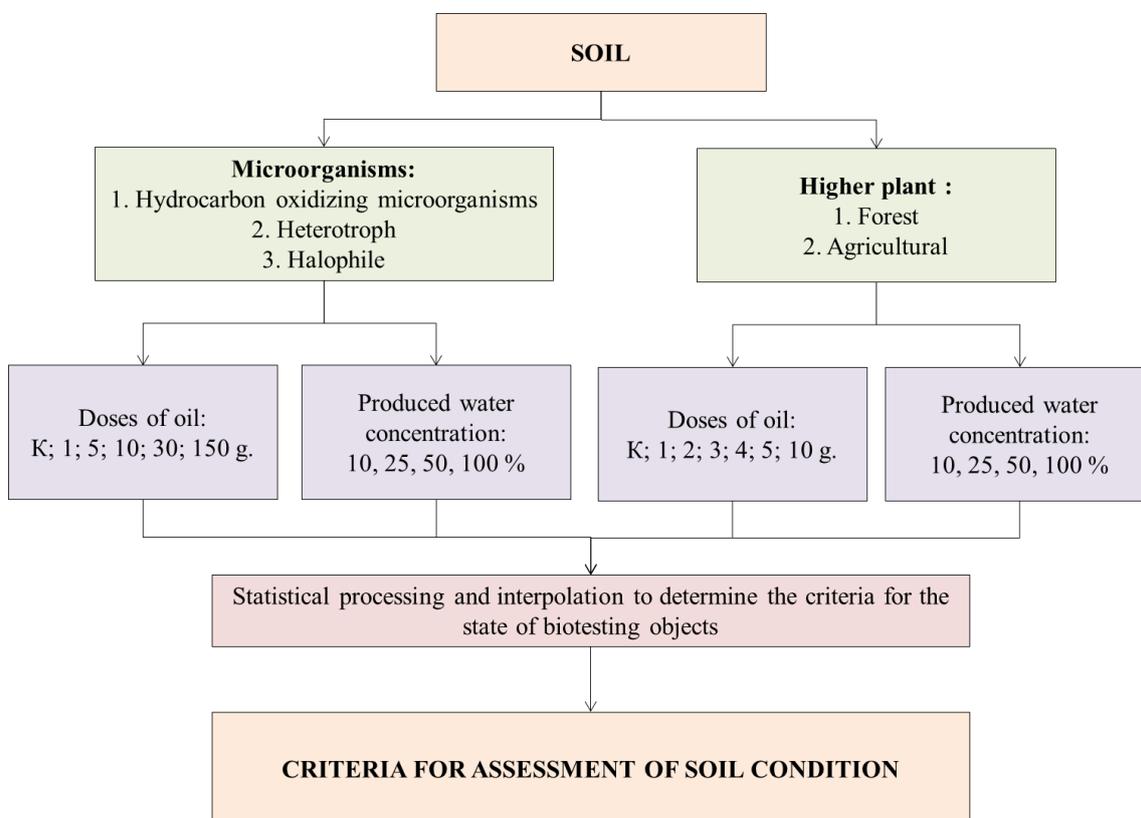


Fig. 5. Design of an experiment on bioassay of soils contaminated with oil and produced water

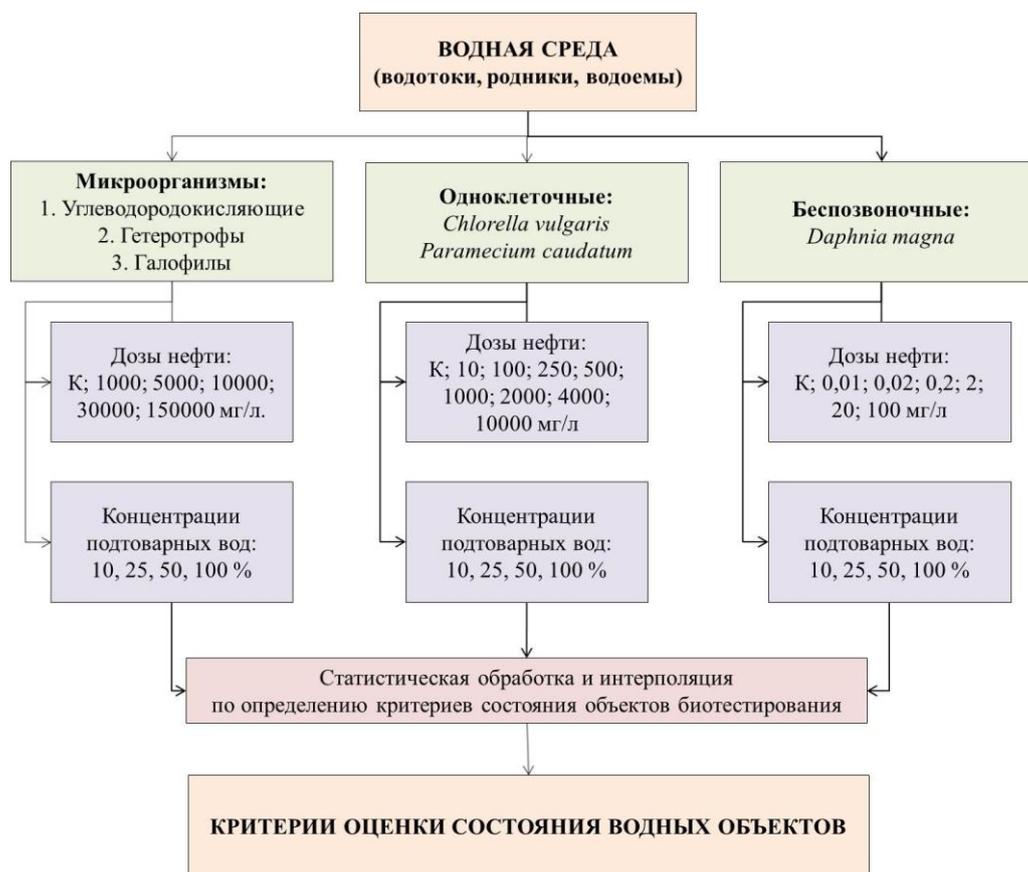


Рис. 6. Схема биотестирования водных объектов, загрязненных нефтью и подтоварными водами

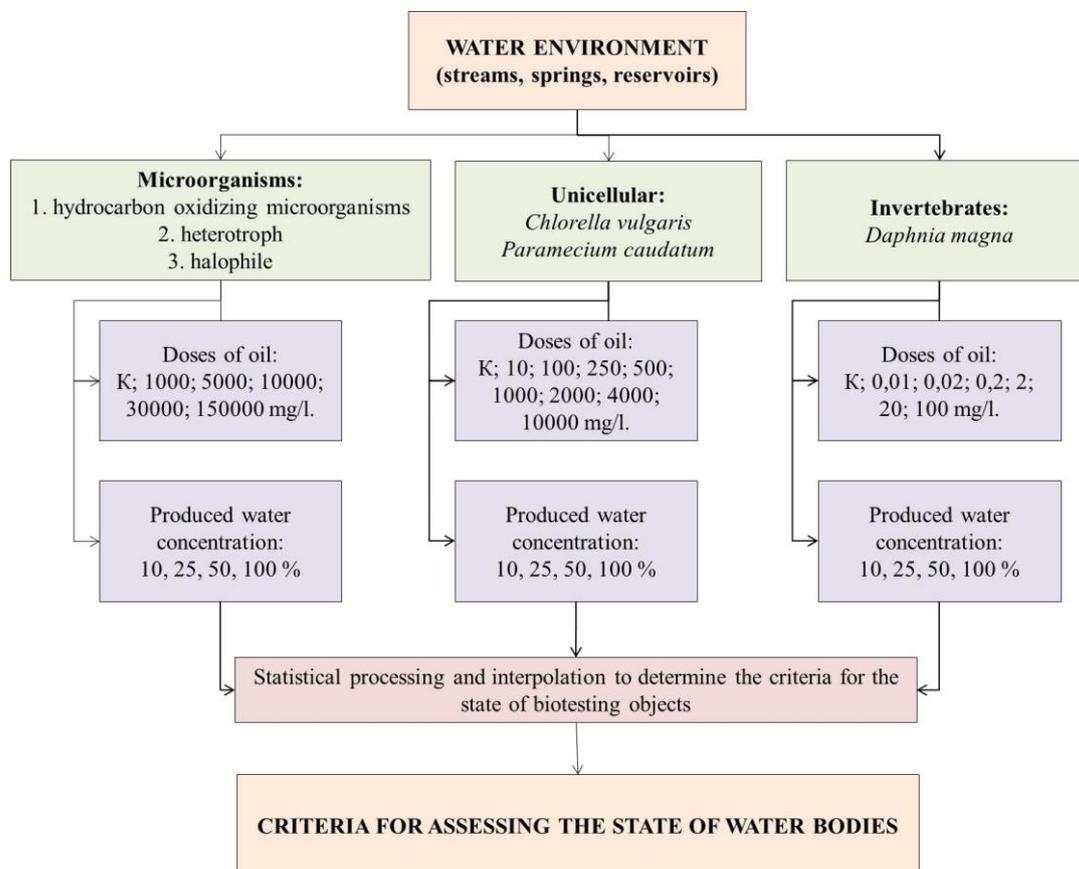


Fig. 6. Design of an experiment on bioassay of waters contaminated with oil and produced water

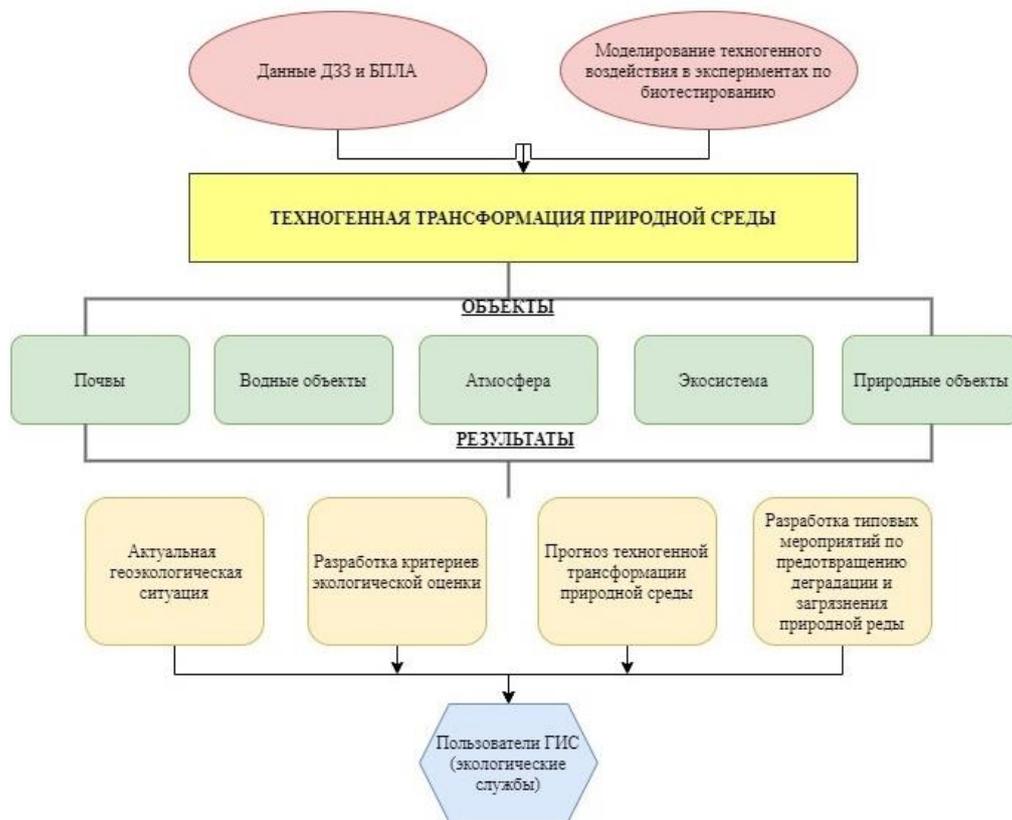


Рис. 7. Структура геоинформационной системы для экологической безопасности территорий

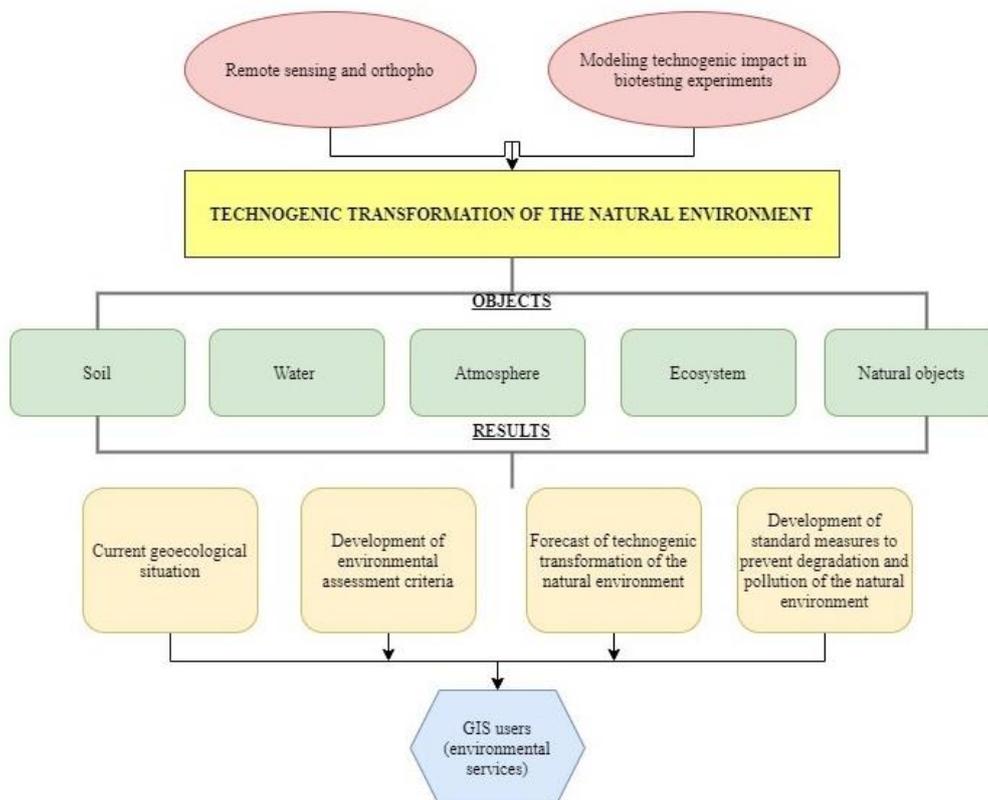


Fig. 7. The structure of the geographic information system for the environmental safety of territories

**Описание морфотипов осуществляли по общепринятым методикам.** Для определения влияния на водную среду и токсичности водной вытяжки почв эксперимент ставился на объектах *Chlorella vulgaris*, *Daphnia magna*. Токсичность оценивается по снижению на 20% и более (подавление роста) или увеличению на 30% и более (стимуляция роста) величины оптической плотности культуры водоросли. Для каждой пробы высчитывалась величина токсичной кратности разбавления.

В результате, разработана схема эксперимента по биотестированию почв, загрязненных нефтью и подтоварными водами, включающая тест-объекты из различных таксономических групп: бактерии, растения и животные. Бактерии представлены тремя экологотрофическими группами: нефтеокисляющие, гетеротрофные, галофильные. В группе растений выделены одноклеточные и многоклеточные; однодольные и двудольные; цветковые и хвойные; сельскохозяйственные и лесные.

Результаты эксперимента позволяют дополнить ГИС для контроля качества окружающей среды, обеспечивающей экологическую безопасность в районах совместного размещения особо охраняемых природных территорий и эксплуатируемых нефтяных месторождений (рис. 6 / fig. 6).

Объединение данных дистанционного зондирования Земли и аэрофотосъемки с помощью БПЛА с результатами эксперимента по биотестированию нефти и нефтепродуктов позволяют оценить актуальную геоэкологическую ситуацию, разработать критерии экологической оценки, дать прогноз техногенной трансформации природной среды и разработать мероприятия, направленные на предотвращение загрязнения, сохранение и восстановление природной среды для территорий с совместным расположением ООПТ и объектов нефтепромысла.

### Заключение

Развитие систем управления качеством окружающей среды на базе ГИС должно позволять своевременно и регулярно получать качественную информацию (т.е. полную, достоверную и точную) для того, чтобы вовремя принять эффективные меры сохранения природной среды и предотвращения деградации и загрязнения экосистем.

Современный уровень развития теории техногенной трансформации природной среды делает возможными выявление негативных последствий нефтедобычи, разработки геоэкологической оценки, прогнозы и мероприятия по восстановлению природных объектов.

Существуют реальные возможности дистанционного зондирования значительных площадей районов месторождений с помощью беспилотного летательного аппарата и дешифрирования полученных данных.

Биотестирование позволяет моделировать техногенные процессы, определять и рассчитывать количественные критерии для проведения экологической оценки на локальных территориях.

Геоинформационные системы позволяют создавать пространственные и временные базы данных, способные не только накапливать результаты обследований, но и создавать картографические модели для оценки, прогноза геоэкологической обстановки.

Анализ научных литературных данных показывает, что существуют технологические возможности для создания ГИС в целях контроля качества окружающей среды, обеспечивающей экологическую безопасность в районах нефтяных месторождений. Необходимые карты и слои ГИС: почвенная, водосборных бассейнов, природно-технических систем, развития техногенных процессов, мероприятий по восстановлению природной среды.

Представляется важной отработка методики дистанционного зондирования с использованием БПЛА в районах размещения нефтяных месторождений и ценных природных объектов.

Целесообразна разработка методики для определения закономерностей и уровней воздействия остаточной нефти и техногенных рассолов на локальные природные объекты, местные почвенные и водные экосистемы по результатам биотестирования.

Разработка регламентов типовых мероприятий по ремедиации экосистем при различных уровнях загрязнения, при битумизации, галогенезе земель и водных объектов.

*Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ, проект № 20-45-596018.*

### Список использованной литературы

1. *Абрамян С.Г.* Концепция создания ГИС-технологий для экологического мониторинга // Интернет-вестник ВолГАСУ. Сер. Строит. информатика. 2010. Вып. 4 (11). С 1–5.
2. *Алешко Р.А., Алексеева А.А., Шошина К.В., Богданов А.П., Гурьев А.Т.* Разработка методики актуализации информации о лесном участке с использованием снимков со спутников и малых БПЛА // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2017. Т. 14. № 5. С. 87–99.
3. *Арзамасова А.В., Кинжаев Р.Р., Трофимов С.Я.* Опыт применения яровой пшеницы (*Triticum aestivum* L) в целях фитотестирования нефтезагрязненных почв // Проблемы агрохимии и экологии, № 2, 2016, С. 47–51.
4. *Бабушкин А.Г., Московченко Д.В., Пикунов А.В.* Гидрохимический мониторинг поверхностных вод Ханты-Мансийского автономного округа-Югры. Новосибирск: Наука, 2007.
5. *Бачурин, Б.А., Одинцова Т.А.* Проблемы диагностики и контроля нефтяных загрязнений природных геосистем // Геология, геофизика и разработка нефтяных и газовых месторождений. 2005. № 9–10. С. 79–82.
6. *Бачурин, Б.А., Одинцова Т.А., Борисов А.А.* К методике идентификации источников нефтезагрязнения геологической среды // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2009. № 10. С. 291–298.
7. *Биненко В.И., Черноок В.И., Иванов Р.В.* Экологическая безопасность добычи и транспортировки углеводородов на острове Сахалин на основе использования аэрометодов и ГИС-технологий // Региональная экология. 2010. № 3 (29). С. 18–23.

8. Бродский Е.С., Савчук С.А. Определение нефтепродуктов в объектах окружающей среды // Журнал аналитической химии. 1998. Т. 53. № 12. С. 1238–1251.
9. Бузмаков С.А. Антропогенная трансформация природной среды // Географический вестник = Geographical bulletin. 2012. 4 (23). С. 46–50.
10. Бузмаков С.А., Андреев Д.Н., Санников П.Ю. Применение беспилотного летательного аппарата при исследовании состояния лесов // Геология, география и глобальная энергия. №4, 2015. С. 60–69.
11. Бузмаков С.А., Костарев С.М. Техногенные изменения компонентов природной среды в нефтедобывающих районах Пермской области. Пермь: Перм. ун-т, 2003.
12. Дауд Р.М., Колесников С.И. Влияние загрязнения бензином на фитотоксичность почв аридных экосистем юга России: сб. материалов конференции «Актуальные проблемы экологии и природопользования», Ростов-на-Дону – Таганрог, 2018, С. 29–31.
13. Дауд Р.М., Колесников С.И., Кузина А.А., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В. Разработка региональных предельно допустимых концентраций нефти в почвах аридных экосистем юга России // Экология и промышленность России, Т. 23(9), 2019, С. 66–70. DOI: 10.18412/1816-0395-2019-09-66-70
14. Другов Ю.С., Родин А.А. Экологические анализы при разливах нефти и нефтепродуктов. Практическое руководство. СПб.: Анатолия, 2000.
15. Еремченко О.З., Москвина Н.В., Митракова Н.В., Колбик А.Е., Пахоруков И.В. Оценка экологического состояния засоленных, кислых и щелочных почв методом фитотестирования // Вестник Пермского университета. Серия: Биология, №1, 2019, С. 63–71. DOI: 10.17072/1994-9952-2019-1-63-71.
16. Зильберман М.В., Порошина Е.А., Зырянова Е.А. Биотестирование почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, Пермь: ФГУ УралНИИ Экология. 2005. 111 с.
17. Иларионов С.А., Назаров А.В., Калачникова И.Г. Роль микромицетов в фитотоксичности нефтезагрязненных почв // Экология, № 5, 2003, С. 341–346.
18. Казанцева М.Н., Сванидзе И.Г. Структура и биоразнообразие луговых фитоценозов долины реки Аремзянки при антропогенном засолении почв // Экологический мониторинг и биоразнообразие. 2014. №1. С. 6–12.
19. Казанцева М.Н., Сванидзе И.Г. Трансформация лесного фитоценоза в южной тайге Западной Сибири под действием минерализованных пластовых вод // Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование. 2016. Т. 2. № 3. С. 71–81.
20. Калантаевский Ю.С., Александрова А.В., Ксандопуло С.Ю., Левчук А.А., Соловьева Ж.П. Применение географических информационных систем для экологического мониторинга в нефтегазовом комплексе // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2013. С 1–10.
21. Киреева Н.А., Кабиров Т.Р., Дубовик И.Е. Комплексное биотестирование нефтезагрязненных почв // Теоретическая и прикладная экология, №1, 2007. С. 12–17.
22. Киселёв М.В., Башарина М.В. Определение степени токсичности почвы, очищенной от нефтезагрязнения биологическими препаратами, в условиях северо-запада РФ // Известия Санкт-Петербургского государственного аграрного университета, № 59, 2020, С. 64–69. DOI: 10.24411/2078-1318-2020-12064
23. Колесников С.И., Дауд Р.М., Кузина А.А., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В. Региональные нормативы содержания мазута в аридных почвах юга России // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе, 2019, №3(288), С. 25–29. DOI: 10.33285/2411-7013-2019-3(288)-25-29.
24. Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А. Заграничный К.А. Нефтяное загрязнение береговой зоны Черного моря в районе г. Новороссийска (по результатам многолетних исследований) // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2013. №1. С. 71–77.
25. Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А. Нефтяное загрязнение в водных экосистемах. Закономерности естественной трансформации. Saarbrucken, Germany: LAP LAMBERT Academic Publishing GmbH & Co.KG. 2011.
26. Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А. Нефтяные компоненты в устьевой области р. Дон и в Азовском море (результаты многолетних исследований) // Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 1. С. 49–59.
27. Куракина Н.И., Мышко Р.А. ГИС оценки экологических воздействия нефтегазовой промышленности в Арктическом регионе // Сервис безопасности в России: опыт, проблемы, перспективы. Арктика – регион стратегических интересов: правовая политика и современные технологии обеспечения безопасности в Арктическом регионе. 2020. С. 83–87.
28. Маркелов Д.А., Маркелов А.В., Минеева Н.Я., Акользин А.П., Кочуров Б.И., Шаповалов Д.А., Хуторова А.О., Григорьева М.А., Чукмасова Е.А. Нефтяное загрязнение ландшафтов Чечни: распознавание на местности – «Технология с одного взгляда» // Экология урбанизированных технологий. 2018. № 2. С. 52–60.
29. Московченко Д.В. Экогеохимия нефтегазодобывающих районов Западной Сибири / Рос. акад. наук, Сиб. отд-ние, Ин-т проблем освоения Севера. Новосибирск: Гео, 2013.
30. Московченко Д.В., Артамонова Г.Н., Бабушкин А.Г. Особенности формирования гидрохимических аномалий в районах нефтедобычи на севере Западной Сибири // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2008. № 5. С. 411–419.
31. Московченко Д.В., Бабушкин А.Г., Убайдулаев А.А. Солевое загрязнение поверхностных вод на нефтяных месторождениях Ханты-Мансийского автономного округа – Югры // Водные ресурсы. 2017. Т. 44. № 1. С. 91–102.
32. Назаров А. В., Егорова Д. О., Макаренко А. А., Демаков В. А., Плотникова Е. Г. Эколого-микробиологическая оценка грунтов, загрязненных полихлорированными бифенилами // Экология человека, № 3, 2016, С. 3–8. DOI: 10.33396/1728-0869-2016-3-3-8

33. *Одинцова Т.А., Бачурин Б.А., Костарев С.М.* Геохимические маркеры идентификации аквабитумидов нефтяного типа // Изв. Самарского научного центра Российской академии наук. 2015. Т. 17. № 5. С. 293–297.
34. *Пиковский Ю.И., Исмаилов Н.М., Дорохова М.Ф.* Нефтегазовая геоэкология – наука XXI века // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2014. № 2(13). Т. 10. С. 56–62.
35. *Пиковский Ю.И., Исмаилов Н.М., Дорохова М.Ф.* Основы нефтегазовой геоэкологии: учебное пособие. М.: ИНФРА-М, 2020.
36. *Пиковский Ю.И., Солнцева Н.П.* Геохимическая трансформация дерново-подзолистых почв под влиянием потоков нефти // Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. М.: Наука, 1981. С. 149–154.
37. *Полякова Е.В., Гофаров М.Ю.* Возможности подспутникового дистанционного зондирования наземных участков с использованием беспилотного летательного аппарата StopCam // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2011. Т. 8. № 4. С. 61–65.
38. *Санников П.Ю., Андреев Д.Н., Бузмаков С.А.* Выявление и анализ сухостоя при помощи беспилотного летательного аппарата // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2018. Т. 15. № 3. С. 103–113. DOI: 10.21046/2070-7401-2018-15-3-103-113.
39. *Сванидзе И.Г., Кремлева Т.А., Соромотин А.В.* Воздействие подземных вод Западно-Сибирского артезианского бассейна на миграцию макро- и микроэлементов малых рек // Вестн. ТюмГУ. 2012. № 12. С. 55–63.
40. *Сванидзе И.Г., Моисеенко Т.И., Якимов А.С., Соромотин А.В.* Воздействие техногенного галогенеза на водосборные ландшафты речных долин и водные системы (на примере юга Тюменской области) // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 1. С. 94–103.
41. *Сегал А.М., Арустамов Э.А., Балкин В.А.* Оценка экологического состояния территории и мониторинг окружающей среды с использованием ГИС технологий // Вестник евразийской науки. Изд.: Мир науки. 2018. С. 1–8.
42. *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.
43. *Середина В.П., Колесникова Е.В., Кондыков В.А., Непотребный А.И., Огнев С.А.* Особенности влияния нефтяного загрязнения на почвы средней тайги Западной Сибири//Нефтяное хозяйство. 2017. № 5. С. 108–112. DOI: 10.248887/0028-2448-2017-5-108-122.
44. *Середина В.П., Непотребный А.И., Огнев С.А.* Особенности техногенного галогенеза при загрязнении нефтью почв бореального пояса // Отражение био-, гео-, антропогенных взаимодействий в почвах и почвенном покрове сборник материалов V Международной научной конференции, посвященной 85-летию кафедры почвоведения и экологии почв ТГУ (7–11 сентября 2015 г., г. Томск, Россия) под ред. С.П. Кулижского. Томск: Издательский дом ТГУ, 2015. С. 364–368.
45. *Солнцева Н.П.* Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: МГУ, 1998.
46. *Соромотин А.В.* Воздействие добычи нефти на таежные экосистемы Западной Сибири: монография. Тюмень: Издательство Тюменского государственного университета, 2010.
47. *Фрейберг И.А., Стеценко С.К.* Реакция хвойных растений на пестицидную токсичность в зависимости от видовой принадлежности // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. Т. 96, № 10, 2012. С. 69–71.
48. *Чайкин С.А.* Анализ состояния атмосферного воздуха и поверхностных вод для оценки трансформации экосистем на территории староосвоенных месторождений Пермского края // Географический вестник = Geographical bulletin. 2012. № 3. С. 77–90.
49. *Abad R.M.M., Al-Kindi S.* Effect of disturbance by oil pollution on the diversity and activity of bacterial communities in biological soil crusts from the Sultanate of Oman // Applied Soil Ecology. 2017. Vol. 110. Pp. 88–96.
50. *Álvarez A.M., Carral P., Hernández Z., Al-mendros G.* Hydrocarbon pollution from domestic oil recycling industries in peri-urban soil. Lipid molecular assemblages // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2016. Vol. 4. Pp. 695–703.
51. *Arnold T., De Biasio M., Fritz A., Leitner R.* UAV-based measurement of vegetation indices for environmental monitoring // 7th International Conference on Sensing Technology. 2013. Pp. 704–707.
52. *Bajagain R., Park Y., Jeong S.W.* Feasibility of oxidation-biodegradation serial foam spraying for total petroleum hydrocarbon removal without soil disturbance // Science of the Total Environment. 2018. Vol. 626. Pp. 1236–1242.
53. *Balogun, A.-L., Yekeen, S.T., Pradhan, B., Wan Yusof, K.B.* Oil spill trajectory modelling and environmental vulnerability mapping using GNOME model and GIS // Environmental Pollution. 2021. Vol. 268. №115812.
54. *Benavente D.* Semi-expendable unmanned aerial vehicle for forest fire suppression // International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Forest Fires, Forest Fires. 2010. V. 137. Pp. 143–148.
55. *Boloorani A.D., Shorabeh S.N., Samany N.N., Mousivand A., Kazemi Y., Jaafarzadeh N., Zahedi A, Rabbiei J.* Vulnerability mapping and risk analysis of sand and dust storms in Ahvaz, IRAN // Environmental Pollution. 2021. Vol. 279, Issue 15. Pp. 1–14.
56. *Borodulina T.S., Polonskii V.I., Vlasova E.S., Shashkova T.L., Grigor'ev Yu.S.* Effect of Oil- Pollution of Water on Slow Fluorescence of the Algae Chlorella vulgaris Beijer and Survival Rate of the Cladoceran Daphnia magna Str. // Contemporary Problems of Ecology. 2011. Vol. 4 (1). Pp. 80–83. DOI:10.1134/S1995425511010139.
57. *Buzmakov S., Egorova D., Gatina E.* Effects of crude oil contamination on soils of the Ural region // Journal of Soils and Sediments. 2018. Vol. 19 (1). Pp. 1–11. DOI: 10.1007/s11368-018-2025-0.

58. Colvin K. A., Lewis C. And Galloway T. S. Current issues confounding the rapid toxicological assessment of oil spills // *Chemosphere*, Vol. 245, 2020, P. 125585. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125585>.
59. Czerniawska-Kusza I. Comparison of the Phytotoxicity microtest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments / I. Czerniawska-Kusza, T. Ciesielczuk, G. Kusza, A. Cichon // *Environmental Toxicology*. 2006. Vol. 21(4). Pp. 367–372. DOI 10.1002/tox.20189.
60. Dash J.P., Watt M.S., Pearse G.D., Heaphy M., Dungey H.S. Assessing very high resolution UAV imagery for monitoring forest health during a simulated disease outbreak // *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2017. Vol. 131. P. 1–14.
61. Daud R.M., Kolesnikov S.I., Kazeev K.Sh., Aki-menko, Y. Development of ecological regional maximum permissible concentrations of fuel oil in arid soils of south of Russia // *Indian journal of ecology*. Vol. 23(9). Pp. 66–71. 2019. DOI:10.18412/1816-0395-2019-9-66-71.
62. de Smet T., Nikulin A., Romanzo N., Graber N., Dietrich C., Puliaiev A. Successful application of drone-based aeromagnetic surveys to locate legacy oil and gas wells in Cattaraugus county, New York // *Journal of Applied Geophysics*. Vol. 186, 2021, Number of article 104250. DOI: 10.1016/j.jappgeo.2020.104250.
63. Ding K., Wu Q., Wei H., Yang W., Sere G., Wang S., Echevarria G., Tang Y., Tao J., Morel J.L., Qiu R. Ecosystem services provided by heavy metal-contaminated soils in China // *Journal of Soils and Sediments*. 2018. Vol.18. Pp. 380–390.
64. Dong B., Feng Z.-K., Yao S., Wang J., Guo J.-C. Aerial-ground-space precision auto-measurement technology in stereo forest surveying // *Journal of Beijing Forestry University*. 2008. Vol. 30. Pp. 173–177.
65. Dubrovskaya E.V., Pozdnyakova N.N., Muratova A.Y., Turkovskaya O.V. Changes in phytotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in the course of microbial degradation // *Russian Journal of Plant Physiology*. 2016. Vol. 63(1). P. 172–179. <https://doi.org/10.1134/S1021443716010052>.
66. Dunford R., Michel K., Gagnage M., Piégay H., Trémelo M.-L. Potential and constraints of Unmanned Aerial Vehicle technology for the characterization of Mediterranean riparian forest // *International Journal of Remote Sensing*. 2009. V. 30 (19). P. 4915–4935.
67. Froger C., Ayrault S., Gasperi J., Caupos E., Monvoisin G., Evrard O., Quantin C. Innovative combination of tracing methods to differentiate between legacy and contemporary PAH sources in the atmosphere-soil-river continuum in an urban catchment (Orge River, France) // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 669. Pp. 448–458.
68. Füleky G., Barna S. Biotesting of heavy metal pollution in the soil // *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, Vol. 3(2), 2008, Pp. 93–102.
69. Galalizadeh, S., Karimi, H., Malekmohammadi, B., Sadeghi, A., Shirzadi, S. Environmental risk assessment and mapping of oil installations to Chamshir Dam water basin using GIS and HAZOP method // *International Journal of Risk Assessment and Management*. 2020. Vol. 23. Issue 3–4. Pp. 207–222.
70. Getzin S. Nuske R.S., Wiegand K. Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) to Quantify Spatial Gap Patterns in Forests // *Remote Sensing*. 2014. Vol. 6. Pp. 6988–7004.
71. Gini R., Passoni D., Pinto L., Sona G. Use of unmanned aerial systems for multispectral survey and tree classification: A test in a park area of northern Italy // *European Journal of Remote Sensing*. 2014. Vol. 47 (1). P. 251–269.
72. Gomez C., Green D.R. Small unmanned airborne systems to support oil and gas pipeline monitoring and mapping // *Arabian Journal of Geosciences*. 2017. Vol. 10, Iss. 9. Number of Article 202. DOI: 10.1007/s12517-017-2989-x.
73. Gordon G., Stavi I., Shavit U., Rosenzweig R. Oil spill effects on soil hydrophobicity and related properties in a hyper-arid region // *Geoderma*. 2018. Vol. 312. Pp. 114–120.
74. Grifoni M., Rosellini I., Angelini P., Petruzzelli G., Pezzarossa B. The effect of residual hydrocarbons in soil following oil spillages on the growth of Zea mays plants // *Environmental Pollution*. 2020. Part A. 265. P. 114950.
75. Hassani B., Sahebi M., Asiyabi, R. Oil Spill Four-Class Classification Using UAVSAR Polarimetric Data // *Ocean Science Journal*. Vol. 55, Iss. 3, 2020. Pp. 433–443. DOI: 10.1007/s12601-020-0023-9.
76. Heurich M., Ochs T., Andresen T., Schneider T. Object-orientated image analysis for the semi-automatic detection of dead trees following a spruce bark beetle (*Ips typographus*) outbreak // *European Journal of Forest Research*. 2010. Vol. 129 (3). Pp. 313–324.
77. Hewelke E., Szatylowicz J., Hewelke P., Gnadowski T., Aghalarov R. The impact of diesel oil pollution on the hydrophobicity and CO<sub>2</sub> efflux of forest soils // *Water, Air and Soil Pollution*. 2018. Vol. 229. P. 51.
78. Inoue T., Nagai S., Yamashita S., Fadaei H., Ishii R., Okabe K., Taki H., Honda, Y., Kajiwara K., Suzuki R. Unmanned aerial survey of fallen trees in a deciduous broadleaved forest in eastern Japan // *PLoS ONE*. 2014. Vol. 9 (10). Pp. 1–7.
79. Khatishashvili G., Matchavariani L., Gakhokidze R. Improving phytoremediation of soil polluted with oil hydrocarbons in Georgia // *Soil Remediation and Plants*. 2015. Pp. 547–569.
80. Klemas, V. Coastal and Environmental Remote Sensing from Unmanned Aerial Vehicles: An Overview // *Journal of Coastal Research*. 2015. Vol. 31. Iss. 5. P. 1260–1267. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-15-00005.1>.
81. Kolesnikov S.I., Gaivoronskii V.G., Rotina E.N., Kazeev K.Sh., Val'kov V.F. Assessment of soil tolerance toward contamination with black oil in the south of Russia on the Basis of soil Biological Indices: a model experiment // *Eurasian Soil Science*. 2010. Vol. 43. Pp. 929–934.
82. Kolesnikov S.I., Spivakova (Petrova) N.A., and Kazeev K.Sh. The Effect of Model Soil Contamination with Cr, Cu, Ni, and Pb on the Biological Properties of Soils in the Dry Steppe and Semidesert Regions of South-

- ern Russia // *Eurasian Soil Science*, Vol. 44(9), 2011, Pp. 1001–1007. DOI: 10.1134/S1064229311090055.
83. *Kolesnikov S.I., Zharkova M.G., Kazeev K.S., Kutuzova I.V., Samokhvalova L.S., Naleta E.V., Zubkov D.A.* Ecotoxicity assessment of heavy metals and crude oil based on biological characteristics of chernozem // *Russian Journal of Ecology*. 2014. Vol. 45 (3). Pp. 157–166.
84. *Kondratyeva M.A., Bazukova N.V.* Mapping of soils since its inception to our days (on the example of the Perm region) // *Russian Journal of Applied Ecology*. 2019. Vol. 3 (19). Pp. 28–34.
85. *Launchbury R.* Unmanned aerial vehicles in forestry (Short Survey) // *Forestry Chronicle*. 2014. Vol. 90 (4). Pp. 418–419.
86. *Lehmann J.R.K., Nieberding F., Prinz T., Knoth C.* Analysis of unmanned aerial system-based CIR images in forestry—a new perspective to monitor pest infestation levels // *Forests*. 2015. Vol. 6 (3). Pp. 594–612.
87. *Lisein J., Pierrot-Deseilligny M., Bonnet S., Lejeune P.* A photogrammetric workflow for the creation of a forest canopy height model from small unmanned aerial system imagery // *Forests*. 2013. Vol. 4 (4). Pp. 922–944.
88. *Liste H.H., Prutz I.* Plant Performance, Dioxygenase-Expressing Rhizosphere Bacteria, and Biodegradation of Weathered Hydrocarbons in Contaminated Soil // *Chemosphere*, Vol. 62(9), 2006, Pp. 1411–1420. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.05.018
89. *Margesin R., Hämmerle M., Tschërko D.* Microbial activity and community composition during bioremediation of diesel-oil-contaminated soil: effects of hydrocarbon concentration, fertilizers, and incubation time // *Microbial Ecology*. 2007. Vol. 53 (2). Pp. 259–269
90. *Merino L., Caballero F., Martínez-de-Dios J.R., Maza I., Ollero A.* Automatic Forest Fire Monitoring and Measurement using Unmanned Aerial Vehicles // *Journal of Intelligent & Robotic Systems*. 2012. Vol. 65 (1–4). Pp. 533–548.
91. *Mikolasch A., Donath M., Reinhard A., Herzer C., Zayadan B., Urlich T., Schauer F.* Diversity and degradative capabilities of bacteria and fungi isolated from oil-contaminated and hydrocarbon-polluted soils in Kazakhstan // *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2019. DOI: 10.1007/s00253-019-10032-9.
92. *Minasny B., Finke P., Stockmann U., Vanwalleghem T., McBratney A.B.* Resolving the integral connection between pedogenesis and landscape evolution // *Earth-Science Reviews*. Vol. 150. Pp. 102–120.
93. *Negara T., Jaya I., Kusmana C., Mansur I., Santi N.* Drone image-based parameters for assessing the vegetation condition the reclamation success in post-mining oil exploration // *Telkomnika (Telecommunication Computing Electronics and Control)* Vol. 19, Iss.1, 2021, Pp. 105–114. DOI: 10.12928/TELKOMNIKA.V19I1.16663.
94. *Nikolaeva O.V., Terekhova V.A.* Improvement of laboratory phytotest for the ecological evaluation of soils // *Eurasian Soil Science*, Vol.50(9), 2017, Pp. 1105–1114. <https://doi.org/10.1134/S1064229317090058>.
95. *Ondráček, J., Vaněk, O., Pěchouček, M.* Monitoring oil pipeline infrastructures with multiple unmanned aerial vehicles // *Advances in Practical Applications of Heterogeneous Multi-Agent Systems. The PAAMS Collection*. Vol. 8473 LNAI, 2014, Pp. 219–230. DOI: 10.1007/978-3-319-07551-8\_19.
96. *Paneque-Gálvez J., McCall M.K., Napoletano B.M., Wich S.A., Koh L.P.* Small drones for community-based forest monitoring: An assessment of their feasibility and potential in tropical areas // *Forests*. 2014. Vol. 5 (6). Pp. 1481–1507.
97. *Pierzchala M., Talbot B., Astrup R.* Estimating soil displacement from timber extraction trails in steep terrain: Application of an unmanned aircraft for 3D modeling // *Forests*. 2014. Vol. 5 (6). Pp. 1212–1223.
98. *Pinedo J., Ibáñez R., Lijzen J.P.A., Irabien Á.* Assessment of soil pollution based on total petroleum hydrocarbons and individual oil substances // *Journal of Environmental Management*. 2013. 2013130. Pp. 72–79.
99. *Qin W., Zhu Y., Fan F., Wang Y., Liu X., Ding A., Dou J.* Biodegradation of benzo(a)pyrene by *Microbacterium* sp. strain under denitrification: Degradation pathway and effects of limiting electron acceptors or carbon source // *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 121, 2017, Pp. 131–138. DOI: 10.1016/j.bej.2017.02.001.
100. *Révész F., Figueroa-Gonzalez P.A., Probst A.J., Kriszt B., Banerjee S., Szoboszlai S., Maróti G., Tánácsics A.* Microaerobic conditions caused the overwhelming dominance of *Acinetobacter* spp. and the marginalization of *Rhodococcus* spp. In diesel fuel/crude oil mixture-amended enrichment cultures // *Archives of Microbiology*. 2020. V. 202. pp. 329–342.
101. *Salami E., Barrado C., Pastor E.* UAV flight experiments applied to the remote sensing of vegetated areas // *Remote Sensing*. 2014. Vol. 6 (11). Pp. 11051–11081.
102. *Santos I.C., Martin M.S., Reyes M.L., Carlton Jr D.D., Stigler-Granados P., Valerio M.A., Whitworth K.W., Hildenbrand Z.L., Schug K.A.* Exploring the links between groundwater quality and bacterial communities near oil and gas extraction activities // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 618. Pp. 165–173.
103. *Schreyer J., Lakes T.* Remote sensing-based approaches for modeling 3D vegetation information in urban areas // *14th International Conference on Computational Science and Its Applications. ICCSA*. 2014. Pp. 116–120.
104. *Shaoping K., Zhiwei D., Bingchen W, Huihui W, Jialiang L., Hongbo S.* Changes of sensitive microbial community in oil polluted soil in the coastal area in Shandong, China for eco-restoration // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021. Vol. 207. Pp. 111551.
105. *Shashkova T. L. and Grigor'ev Yu. S.* Impact of Heavy Metals on the Trophic Activity of *Daphnia* Depending on Feeding Conditions and Age of Crustaceans // *Contemporary Problems of Ecology*, Vol. 6(6), 2013. Pp. 662–666. DOI: 10.1134/S1995425513060103
106. *Shen W., Zhu N., Cui J., Wang H., Dang Z., Wu P., Luo Y. and Shi C.* Ecotoxicity monitoring and bioindicator screening of oil-contaminated soil during bioremediation // *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, Vol. 124. Pp. 120–128. doi: 10.1016/j.ecoenv.2015.10.005
107. *Shulaev N. S., Pryanichnikova V.V., Kadyrov R.R., Bykovsky N.A., Damineva R.M. and Ovsyannikova I.V.* Phytotoxic properties of electrically-cleaned oil-

contaminated soils (the use of *Lepidium sativum* L. biotest) // IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 862 (2020) 062021 doi:10.1088/1757-899X/862/6/062021.

108. *Sushkova S.N., Minkina T.M., Mandzhieva S.S. and Tjurina I.G.* Elaboration and Approbation of Methods for Benzo[a]pyrene Extraction from Soils for Monitoring of the Ecological State in Technogenic Landscapes // *World Applied Sciences Journal*, Vol. 25(10), 2013, P. 1432–1437. DOI: 10.5829/idosi.wasj.2013.25.10.11237.

109. *Trofimov I., Pavliukh L., Novakivska T. and Bondarenko D.* Assessment of phytotoxicity of mixed aviation fuels using of plant testers // *International independent scientific journal*, Vol. 11, 2020, P. 9–17.

110. *Vasconcelos R., Lima A., Lentini C., Miranda G., Mendonça L., Silva, M., Cambuí E., Lopes J. and Porsani M.* Oil spill detection and mapping: A 50-year bibliometric analysis // *Remote Sensing*. Volume 12, Issue 21, 2020, Number of Article 3647, Pages 1–18. doi:10.3390/rs12213647.

111. *Von Wahl N., Heinen S., Essen H., Kruell W., Tobera R., Willms I.* An integrated approach for early forest fire detection and verification using optical smoke, gas and microwave sensors // *International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Forest Fires, Forest Fires*. 2010. Vol. 137. P. 97–106.

112. *Wanasinghe T., Gosine R., De Silva O., Mann G., James L., Warran P.* Unmanned aerial systems for the oil and gas industry: Overview, applications, and challenges. *IEEE Access*. Vol. 8, 2020. Pp. 166980–166997. DOI 10.1109/ACCESS.2020.3020593.

113. *Wang S., Mu L., Qi M., Yu Z., Yao Z., Zhao E.* Quantitative risk assessment of storm surge using GIS techniques and open data: A case study of Daya Bay Zone, China // *Journal of Environmental Management* 2021. Vol. 289, P. 1–16.

114. *Wang S., Mu L., Qi M., Yu Z., Yao Z., Zhao E.* Assessment of ecological stress caused by maritime vessels based on a comprehensive model using AIS data: Case study of the Bohai Sea, China // *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 126, P. 1–16.

115. *Wubalem A.* Landslide susceptibility mapping using statistical methods in Uatzau catchment area, northwestern Ethiopia // *Geoenvironmental Disasters*. 2021. Vol.8.Issue 1. P. 1–21.

116. *Xing X., Qi S., Zhang J., Wu Ch., Zhang Y., Yang D., Odhiambo J.O.J.* Spatial distribution and source diagnosis of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from Chengdu Economic Region, Sichuan Province, western China // *Journal of Geochemical Exploration*. 2011. Vol.110. Pp. 146–154.

117. *Zhang J., Dai J., Chen H., Du X., Wang W., Wang R.* Petroleum contamination in groundwater/air and its effects on farmland soil in the outskirts of an industrial city in China // *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 118. Pp. 19–29.

118. *Zhu, L., Zhang, C., Wang, J. and Du, Z.* The acute toxic effects of 1-alkyl-3-methylimidazolium nitrate ionic liquids on *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna* //

*Environmental Pollution*. Vol. 229, 2017. Pp. 887–895. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.055>.

#### References

1. *Abramyan, S.* (2010) Kontseptsiya sozdaniya GIS-tekhnologiy dlya ekologicheskogo monitoring. *Internet-vestnik VolgGASU. Ser. Stroit. Informatika*. Vol. 4 (11). Pp. 1–5. (in Russian).

2. *Aleshko, R., Alekseyeva, A., Shoshina, K., Bogdanov, P., Gur'yev, A.,* (2017) Razrabotka metodiki obnoveniya informatsii o lesnoy territorii s ispol'zovaniyem sputnikovykh snimkov i nebol'shikh BPLA. *Sovremennyye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*. Vol. 14 (5) Pp. 87–99. (in Russian) DOI: 10.21046/2070-7401-2017-14-5-87-99.

3. *Arzamazova, A., Kinzhaev, R. and Trofimov, S.,* (2016) Application of spring wheat in phytotesting of oil-polluted soils. *Problemy agrokhimii i ekologii*. Vol. 2. Pp. 47–51. (in Russian).

4. *Babushkin, A., Moskovchenko, D., Pikunov, S.* (2007) *Gidrokhimicheskii monitoring poverkhnostnykh vod Khanty-Mansiiskogo avtonomnogo okruga – Yugry* [Hydrochemical monitoring of the surface water in Khanty-Mansi Autonomous Area – Yugra]. Novosibirsk, Nauka Publ. (in Russian).

5. *Bachurin, B. A., Odintsova, T. A.* (2005) Problems of diagnostics and control of oil pollution of natural geosystems. *Geology, Geophysics and Development of Oil and Gas Fields*. Vol. 9-10. Pp. 79–84. (in Russian).

6. *Bachurin, B. A., Odintsova, T. A., Borisov, A. A.* (2009) To the method of the identification of the source of the oil pollution of geological environment. *Mining informational and analytical bulletin*. Vol. 10. Pp. 291–298. (in Russian).

7. *Binenko, V., Chernook, I., Ivanov, R.* (2010) *Ekologicheskaya bezopasnost' dobychi i transportirovki uglevodorodov na ostrove Sakhalin na osnove ispol'zovaniya aerometodov i GIS-tekhnologiy. Regional'naya ekologiya*, Vol. 3 (29). Pp. 18–23. (in Russian).

8. *Brodskii, E., Savchuk, S.* (1980) Determination of petroleum products in the environment. *Journal of Analytical Chemistry*. Vol. 53 (12). Pp. 1070–1082. (in Russian)

9. *Buzmakov, S.* (2012) Anthropogenic transformation of the environment. *Geograficheskiy vestnik*. Vol. 4 (23). Pp. 46–50 (in Russian).

10. *Buzmakov, S., Kostarev, S.* (2003) *Tekhnogennye izmeneniya komponentov prirodnoi sredy v nefte dobyvayushchikh raionakh Permskoi oblasti* [Technogenic changes in the components of the natural environment in the oil-producing regions of the Perm region]. Perm, PSU. (in Russian).

11. *Buzmakov, S., Andreev, D. and Sannikov, P.* (2015) Applying of unmanned aerial vehicle in the study of forest conditions. *Geology, geography and global energy*. Vol. 4. Pp. 60–69. (in Russian).

12. *Daud, R. and Kolesnikov, S.,* (2018) The effect of gasoline pollution on the phytotoxicity of soils in arid ecosystems in southern Russia. *Sbornik materialov konferentsii «Aktual'nyye problemy ekologii i prirodopol'zovaniya»*. Pp. 29–31. (in Russian).

13. *Daoud, R., Kolesnikov, S., Kuzina, A., Kazeev, K. and Akimenko, Yu.* (2019) Development of regional

- maximum permissible concentrations of oil in the soils of arid ecosystems in the south of Russia. *Ekologiya i promyshlennost' Rossii*. Vol. 23 (9). Pp. 66–70. (in Russian) DOI: 10.18412/1816-0395-2019-09-66-70.
14. Drugov, Ju. S., Rodin, A. A. (2000) *Ekologicheskie analizy pri razlivah nefiti i nefteproduktov. Prakticheskoe rukovodstvo* [Ecological analysis for oil spills of petroleum products]. St. Petersburg, Anatolia. (In Russian).
15. Eremchenko, O.Z., Moskvina, N.V., Mitrakova, N.V., Kolbik, A.E., Pakhorukov, I.V. (2019) Assessment of the ecological condition of salted, acid and alkaline soils by the phytotesting method. *Vestnik Permskogo universiteta. Biologiya*. Vol. 1. Pp. 63–71. (in Russian). DOI: 10.17072/1994-9952-2019-1-63-71.
16. Zilberman, M.V., Poroshina, E.A. and Zyryanova, E.A., (2005) *Biotestirovaniye pochv, zagryaznennykh nef'tyu i nefteproduktami* [Biotesting of soils contaminated with oil and oil products], Perm, 111 p. (in Russian).
17. Ilarionov, S.A., Nazarov, A.V. and Kalachnikova, I.G., (2003) The role of micromycetes in the phytotoxicity of crude oil-polluted soils. *Russian Journal of Ecology*. Vol. 5. Pp. 341–346. (in Russian).
18. Kazantseva, M. N., Svanidze, I. G. (2014) The structure and biodiversity of meadow phytocenoses of the valley of the Aremzyanka river under anthropogenetic salinization of soils. *Environmental monitoring and biodiversity*. Vol. 1. Pp. 6–12. (in Russian).
19. Kazantseva, M. N., Svanidze, I. G. (2016) Transformation of Forest Phytocenosis in Southern Taiga of West Siberia under the Action of Mineralized Formation Waters. Tyumen State University Herald. Natural Resource Use and Ecology. Vol. 2 (3). Pp. 71–81. Available from: doi: 10.21684/2411-7927-2016-2-3-71-81.
20. Kalantayevskiy, Yu., Aleksandrova, A., Kсандopulo, S., Levchuk, A., Solov'yeva, Zh. (2013) *Primeneniye geograficheskikh informatsionnykh sistem dlya ekologicheskogo monitoringa v neftegazovom komplekse. Politematicheskii setevoy elektronnyy nauchnyy zhurnal Kubanskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta*. Pp 1–10. (in Russian).
21. Kireeva, N. A., Kabirov, T.R. and Dubovik, I. E., (2007) Complex biotesting of oil-polluted soils. *Theoretical and applied ecology*. Vol. 1. Pp. 12–17. (in Russian).
22. Kiselyov, M.V. and Basharina, M.V., (2020) Determination of soil toxicity purified from oil contamination by biological preparations in the conditions of the north-west of the Russian Federation. *Izvesniya Saint-petersburg State agrarian university*. Vol. 59. Pp. 64–69. (in Russian) DOI: 10.24411/2078-1318-2020-12064.
23. Kolesnikov, S.I., Daoud, R.M., Kuzina, A.A., Kazeev, K.Sh. and Akimenko, Y.V., (2019) Regional standards of mazut content in arid soils of south Russia. *Environmental protection in oil and gas complex*. Vol. 3(288). Pp. 25–29. (in Russian) DOI: 10.33285/2411-7013-2019-3(288)-25-29.
24. Kuznetsov, A. N., Fedorov, Yu. A., Zagranichnyi, K. A. (2013) Oil pollution of the Black sea coast in the area of the city of Novorossiysk (result of long-term investigations). Bulletin of higher education institutes. North Caucasus region. Natural sciences. Vol. 1. Pp. 71–77. (in Russian).
25. Kuznetsov, A. N., Fedorov, Yu. A. (2011) *Neftyanae zagryaznenie v vodnykh ekosistemakh. Zakonomernosti estestvennoi transformatsii* [Oil pollution in aquatic ecosystems. Regularities of natural transformation]. Saarbrucken, Germany, LAP LAMBERT Academic Publishing GmbH & Co.KG. (in Russian).
26. Kuznetsov, A.N., Fedorov, Yu.A. (2014) Oil components in the mouth area of the Don river and in the sea of Azov: results of many-year studies. *Water Resources*. Vol. 41(1). Pp. 49–59. (in Russian).
27. Kurakina, N., Myshko, R. (2020) GIS otsenki ekologicheskikh vozdeystviya neftegazovoy promyshlennosti v Arkticheskom regione. *Servis bezopasnosti v Rossii: opyt, problemy, perspektivy. Arktika – region strategicheskikh interesov: pravovaya politika i sovremennyye tekhnologii obespecheniya bezopasnosti v Arkticheskom regione*. Pp. 83–87. (in Russian).
28. Markelov, D., Markelov, A., Mineyeva, N., Akol'zin, A., Kochurov, B., Shapovalov, D., Khutorova, A., Grigor'yeva, M., Chukmasova, Ye. (2018) *Neftyanoye zagryazneniye landshaftov Chechni: raspoznavaniye na mestnosti – «Tekhnologiya s odnogo vzglyada»*. *Ekologiya urbanizirovannykh tekhnologiy*, Vol. 2. Pp. 52–60. (in Russian).
29. Moskovchenko, D. V. (2013) *Ekogeokhimiya neftegazodobyvayushchikh raionov Zapadnoi Sibiri* [Ekogeochimistry of oil and gas producing regions of Western Siberia]. Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Institute of the problems of Northern development. Novosibirsk, Geo. (in Russian).
30. Moskovchenko, D.V., Artamonov, G.N., Babushkin, A.G. (2008) Features of formation of hydrochemical anomalies in the oil-producing regions in the north of Western Siberia. *Environmental Geoscience*. Vol. 5. Pp. 411–419. (in Russian).
31. Moskovchenko, D.V., Babushkin, A.G., Ubaidulaev, A.A. (2017) Salt pollution of surface water in oil fields of Khanty-Mansi autonomous area-Yugra. *Water Resources*. Vol. 44 (1). Pp. 91–102. (in Russian).
32. Nazarov, A.V., Egorova, D.O., Makarenko, A.A., Demakov, V.A. and Plotnikova, E.G., (2016) Ecological-microbiological assessment of polychlorinated biphenyl-contaminated grounds. *Human ecology*. Vol. 3. Pp. 3–8. (in Russian) DOI: 10.33396/1728-0869-2016-3-3-8.
33. Odintsova, T.A., Bachurin, B.A., Kostarev, S.M. (2015) Geochemical identification markers of naphthides aquabituens. *Izvestiya of Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*. Vol. 17 (5). Pp. 293–297. (in Russian).
34. Pikovskii, Yu. I., Ismailov, N.M., Dorohova, M.F. (2014) Oil-and-gas geocology – a science of the 21-st century. *Geopolitics and Ecogeodynamics of regions*. Vol. 10 (2). Pp. 56–62. (in Russian).
35. Pikovskii, Yu.I., Ismailov, N.M., Dorokhova, M.F. (2020) *Osnovy neftegazovoi geokologii* [Fundamentals of oil and gas Geocology]. Moscow, INFRA-M. (in Russian).
36. Pikovskii, Yu. I., Solntseva, N. P. (1981) Geochemical transformation of sod-podzolic soils under the influence of oil flows. In: Glazovskaya, M.A. (ed.) *Technogenic flows of substances in landscapes and their ef-*

- fects on ecosystems. Moscow, Nauka. Pp. 149–154. (in Russian).
37. Polyakova, Ye., Gofarov, M. (2011) Vozmozhnosti podsputnikovogo distantsionnogo zondirovaniya nazemnykh uchastkov s ispol'zovaniyem bespilotnogo letatel'nogo apparata CropCam. *Sovremennyye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*. Vol. 8(4). Pp. 61–65. (in Russian).
38. Sannikov, P., Andreev, D. and Buzmakov, S., (2018) Identification and analysis of deadwood using an unmanned aerial vehicle. *Sovremennyye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*. Vol. 15(3). Pp. 103–113. (in Russian) DOI: 10.21046/2070-7401-2018-15-3-103-113.
39. Svanidze, I.G., Moiseenko, T.I., Yakimov, A.S., Soromotin, A.V. (2014) Impact of tecnogenic halogenesis on water catchment landscapes of river valleys and water systems (by the example of the south of the Tyumen region). *Water Resources*. Vol. 41 (1). Pp. 94–103. (in Russian).
40. Svanidze, I.G., Kremleva, T.A., Soromotin, A.V. (2012) Influence of the artesian basin groundwater of West Siberia on the migration of macroand microelements in minor rivers. *Tyumen State University Herald. Natural Resource Use and Ecology*. Vol. 12. Pp. 55–63. (in Russian).
41. Segal, A., Arustamov, E., Balkin, V. (2018) Otsenka ekologicheskogo sostoyaniya territorii i monitoring okruzhayushchey srede s ispol'zovaniyem GIS tekhnologiy. *Vestnik yevraziyskoy nauki. Izd.: Mir nauki*. Pp. 1–8. (in Russian).
42. Seredina, V.P., Andreeva, T.A., Alekseeva, T.P., Burmistrova, T.I., Tereshchenko, N.N. (2006) Neftezagryaznennyye pochvy: svoystva i rekul'tivatsiya [Oil-contaminated soils: properties and reclamation]. Tomsk, TPU Publishing House. (in Russian).
43. Seredina, V. P., Kolesnikova, E. V., Kondykov, V. A., Nepotrebny, A. I. and Ognev, S. A. (2017) Peculiarities of oil pollution influence on soils of middle taiga in Western Siberia. *Oil Industry*. Vol. 5. Pp. 108–112. Available from: doi: 10.248887/0028-2448-2017-5-108-122. (in Russian).
44. Seredina, V.P., Nepotrebnyi, A.I., Ognev, S.A. (2015) Features of technogenic halogenesis during oil pollution of soils of the boreal belt. In: Kulizhsky, S.P. (ed.) Reflection of bio-, geo-, anthropospheric interactions in soils and soil cover, collection of materials of the V International Scientific Conference dedicated to the 85th anniversary of the Department of Soil Science and Soil Ecology of TSU (7–11 September, 2015, Tomsk, Russia). Tomsk, TSU Publishing House. Pp. 364–368. (in Russian).
45. Solntseva, N. P. (1998) Dobycha nefi i geokhimiya prirodnykh landshaftov [Oil Extraction and Geochemistry of Natural Landscapes]. Moscow, Moscow State University Press. (in Russian).
46. Soromotin, A.V. (2010) Vozdeistvie dobychi nefi na taezhnye ekosistemy Zapadnoi sibirii [Impact of oil production on taiga ecosystems of Western Siberia]. Tyumen, Tyumen state university Publ. (in Russian).
47. Freiberg, I.A. and Stetsenko, S.K., (2012) Response of coniferous plants to pesticide toxicity depending on the species. *Vestnik altayskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta*. Vol. 96 (10). Pp. 69–71. (in Russian).
48. Chaikin, S. A. (2012) Analiz sostoyaniya atmosfernogo vozdukh i poverkhnostnykh vod dlya otsenki transformatsii ekosistem na territorii staroosvoennykh mestorozhdenii Permskogo kraja [Analysis of the state of atmospheric air and surface waters for assessing the transformation of ecosystems in the territory of old-developed fields of the Perm region]. *Geographical bulletin*. Vol. 3. Pp. 77–90. (in Russian).
49. Abed, R. and Al-Kindi, S., 2017. Effect of disturbance by oil pollution on the diversity and activity of bacterial communities in biological soil crusts from the Sultanate of Oman. *Applied Soil Ecology*, Vol. 110. Pp.88–96. DOI: 10.1016/j.apsoil.2016.10.009.
50. Álvarez, A., Carral, P., Hernández, Z. and Al-mendros, G., 2016. Hydrocarbon pollution from domestic oil recycling industries in peri-urban soils. Lipid molecular assemblages. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Vol. 4(1), Pp. 695–703. DOI: 10.1016/j.jece.2015.12.017.
51. Arnold, T., De Biasio, M., Fritz, A., Leitner, R. (2013) UAV-based measurement of vegetation indices for environmental monitoring. *7th International Conference on Sensing Technology*. Pp. 704–707.
52. Bajagain, R., Park, Y. and Jeong, S., 2018. Feasibility of oxidation-biodegradation serial foam spraying for total petroleum hydrocarbon removal without soil disturbance. *Science of The Total Environment*, Vol. 626. Pp.1236–1242. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.212.
53. Balogun, A., Yekeen, S., Pradhan, B. and Wan Yusof, K., 2021. Oil spill trajectory modelling and environmental vulnerability mapping using GNOME model and GIS. *Environmental Pollution*, Vol. 268. P.115812. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115812.
54. Benavente, D. (2010) Semi-expendable unmanned aerial vehicle for forest fire suppression. *International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Forest Fires, Forest Fires*. Vol. 137. Pp. 143–148.
55. Bolorani, A., Shorabeh, S., Neysani Samany, N., Mousivand, A., Kazemi, Y., Jaafarzadeh, N., Zahedi, A. and Rabiei, J., 2021. Vulnerability mapping and risk analysis of sand and dust storms in Ahvaz, IRAN. *Environmental Pollution*. Vol. 279. P.116859. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116859.
56. Borodulina, T., Polonskiy, V., Vlasova, E., Shashkova, T. and Grigor'ev, Y., (2011). Effect of oil-pollution of water on delayed fluorescence of the algae *Chlorella vulgaris* Beijer and survival rate of the cladoceran *Daphnia magna* Str. *Contemporary Problems of Ecology*. 4(1), pp. 80–83. DOI: 10.1134/S1995425511010139
57. Buzmakov, S., Egorova, D. and Gatina, E., 2018. Effects of crude oil contamination on soils of the Ural region. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 19(1). Pp.38–48. DOI: 10.1007/s11368-018-2025-0.
58. Colvin, K., Lewis, C. and Galloway, T., (2020). Current issues confounding the rapid toxicological assessment of oil spills. *Chemosphere*. Vol. 245. P. 125585. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125585.
59. Czerniawska-Kusza, I., Ciesielczuk, T., Kusza, G. and Cichoń, A., (2006). Comparison of the Phytotoxkit

- microbiotest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments. *Environmental Toxicology*. Vol. 21(4). Pp. 367–372. DOI 10.1002/tox.20189.
60. Daoud, R., Kolesnikov, S., Kuzina, A., Kaseev, K. and Akimenko, Y., 2019. Development of Regional Maximum Permissible Concentrations of Oil in the Soils of Arid Ecosystems in the South of Russia. *Ecology and Industry of Russia*. Vol. 23(9). Pp. 66–71. DOI: 10.18412/1816-0395-2019-9-66-71.
61. Dash, J., Watt, M., Pearse, G., Heaphy, M. and Dungey, H., 2017. Assessing very high resolution UAV imagery for monitoring forest health during a simulated disease outbreak. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. 131. Pp. 1–14. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.07.007>.
62. de Smet, T., Nikulin, A., Romanzo, N., Graber, N., Dietrich, C. and Puliaiev, A., 2021. Successful application of drone-based aeromagnetic surveys to locate legacy oil and gas wells in Cattaraugus county, New York. *Journal of Applied Geophysics*. Vol. 186. P. 104250. DOI: 10.1016/j.jappgeo.2020.104250.
63. Ding, K., Wu, Q., Wei, H., Yang, W., Séré, G., Wang, S., Echevarria, G., Tang, Y., Tao, J., Morel, J. and Qiu, R., 2016. Ecosystem services provided by heavy metal-contaminated soils in China. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 18(2). Pp.380–390. DOI: 10.1007/s11368-016-1547-6.
64. Dong, B., Feng, Z.-K., Yao, S., Wang, J., Guo, J.-C. (2008) Aerial-ground-space precision auto-measurement technology in stereo forest surveying. *Journal of Beijing Forestry University*. Vol. 30. Pp. 173–177.
65. Dubrovskaya, E., Pozdnyakova, N., Muratova, A. and Turkovskaya, O., 2016. Changes in phytotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in the course of microbial degradation. *Russian Journal of Plant Physiology*, Vol. 63(1). Pp. 172–179. <https://doi.org/10.1134/S1021443716010052>.
66. Dunford, R., Michel, K., Gagnage, M., Piégay, H. and Trémelo, M., 2009. Potential and constraints of Unmanned Aerial Vehicle technology for the characterization of Mediterranean riparian forest. *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 30(19). Pp. 4915–4935. DOI: 10.1080/01431160903023025.
67. Froger, C., Ayrault, S., Gasperi, J., Caupos, E., Monvoisin, G., Evrard, O. and Quantin, C., 2019. Innovative combination of tracing methods to differentiate between legacy and contemporary PAH sources in the atmosphere-soil-river continuum in an urban catchment (Orge River, France). *Science of The Total Environment*, Vol. 669. Pp. 448–458. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.150.
68. Füleky, G., Barna, S. 2008. Biotesting of heavy metal pollution in the soil. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, Vol. 3(2). Pp. 93–102.
69. Galalizadeh, S., Karimi, H., Malekmohammadi, B., Sadeghi, A. and Shirzadi, S., 2020. Environmental risk assessment and mapping of oil installations to Chamshir Dam water basin using GIS and HAZOP method. *International Journal of Risk Assessment and Management*. Vol. 23(3/4). P. 207. DOI:10.1504/ijram.2020.114358.
70. Getzin, S., Nuske, R. and Wiegand, K., 2014. Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) to Quantify Spatial Gap Patterns in Forests. *Remote Sensing*. Vol. 6(8), Pp. 6988–7004. DOI: 10.3390/rs6086988.
71. Gini, R., Passoni, D., Pinto, L. and Sona, G., 2014. Use of Unmanned Aerial Systems for multispectral survey and tree classification: a test in a park area of northern Italy. *European Journal of Remote Sensing*, Vol. 47(1). Pp.251–269. DOI: 10.5721/eujrs20144716.
72. Gómez, C. and Green, D., 2017. Small unmanned airborne systems to support oil and gas pipeline monitoring and mapping. *Arabian Journal of Geosciences*. Vol. 10(9). DOI: 10.1007/s12517-017-2989-x.
73. Gordon, G., Stavi, I., Shavit, U. and Rosenzweig, R., 2018. Oil spill effects on soil hydrophobicity and related properties in a hyper-arid region. *Geoderma*. Vol. 312. Pp. 114–120. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.10.008.
74. Grifoni, M., Rosellini, I., Angelini, P., Petruzzelli, G. and Pezzarossa, B., 2020. The effect of residual hydrocarbons in soil following oil spillages on the growth of Zea mays plants. *Environmental Pollution*. Vol. 265. DOI: p.114950.10.1016/j.envpol.2020.114950.
75. Hassani, B., Sahebi, M. and Asiyabi, R., 2020. Oil Spill Four-Class Classification Using UAVSAR Polarimetric Data. *Ocean Science Journal*. Vol. 55(3). Pp. 433–443. DOI: 10.1007/s12601-020-0023-9.
76. Heurich, M., Ochs, T., Andresen, T. and Schneider, T., 2009. Object-orientated image analysis for the semi-automatic detection of dead trees following a spruce bark beetle (*Ips typographus*) outbreak. *European Journal of Forest Research*. Vol. 129(3). Pp. 313–324. DOI: 10.1007/s10342-009-0331-1.
77. Hewelke, E., Szatyłowicz, J., Hewelke, P., Gnатовski, T. and Aghalarov, R., 2018. The Impact of Diesel Oil Pollution on the Hydrophobicity and CO<sub>2</sub> Efflux of Forest Soils. *Water, Air, & Soil Pollution*. Vol. 229(2). DOI: 10.1007/s11270-018-3720-6.
78. Inoue, T., Nagai, S., Yamashita, S., Fadaei, H., Ishii, R., Okabe, K., Taki, H., Honda, Y., Kajiwara, K. and Suzuki, R., 2014. Unmanned Aerial Survey of Fallen Trees in a Deciduous Broadleaved Forest in Eastern Japan. *PLoS ONE*, Vol. 9(10). P. 109881. DOI: 10.1371/journal.pone.0109881.
79. Khatishashvili, G., Matchavariani, L., Gakhokidze, R. 2015. Improving phytoremediation of soil polluted with oil hydrocarbons in Georgia. *Soil Remediation and Plants*. Pp. 547–569.
80. Klemas, V., 2015. Coastal and Environmental Remote Sensing from Unmanned Aerial Vehicles: An Overview. *Journal of Coastal Research*. Vol. 315. Pp. 1260–1267. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-15-00005.1>.
81. Kolesnikov, S., Gaivoronskii, V., Rotina, E., Kazeev, K. and Val'kov, V., 2010. Assessment of soil tolerance toward contamination with black oil in the south of Russia on the basis of soil biological indices: A model experiment. *Eurasian Soil Science*. Vol. 43(8). Pp.929–934. DOI: 10.1134/s1064229310080107.
82. Kolesnikov, S.I., Spivakova, N.A., and Kazeev, K.Sh., 2011. The Effect of Model Soil Contamination with Cr, Cu, Ni, and Pb on the Biological Properties of Soils in the Dry Steppe and Semidesert Regions of South-

- ern Russia, *Eurasian Soil Science*, Vol. 44(9), 2011. Pp. 1001–1007. DOI: 10.1134/S1064229311090055.
83. Kolesnikov, S., Zharkova, M., Kazeev, K., Kutuzova, I., Samokhvalova, L., Naleta, E. and Zubkov, D., 2014. Ecotoxicity assessment of heavy metals and crude oil based on biological characteristics of chernozem. *Russian Journal of Ecology*. Vol. 45(3). Pp.157–166. DOI: 10.1134/s1067413614030059.
84. Kondratyeva, M., Bazukova, N. (2019) Mapping of soils since its inception to our days (on the example of the Perm region). *Russian Journal of Applied Ecology*. Vol. 3(19). Pp. 28–34.
85. Launchbury, R., 2014. Unmanned Aerial Vehicles in Forestry. *The Forestry Chronicle*. Vol. 90(04). Pp. 418–420. DOI: 10.5558/tfc2014-086
86. Lehmann, J., Nieberding, F., Prinz, T. and Knoth, C., 2015. Analysis of Unmanned Aerial System-Based CIR Images in Forestry—A New Perspective to Monitor Pest Infestation Levels. *Forests*. Vol. 6(12). Pp. 594–612. DOI: 10.3390/f6030594.
87. Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., Bonnet, S. and Lejeune, P., 2013. A Photogrammetric Workflow for the Creation of a Forest Canopy Height Model from Small Unmanned Aerial System Imagery. *Forests*. Vol. 4(4). Pp. 922–944. DOI: 10.3390/f4040922.
88. Liste, H. and Prutz, I., 2006. Plant performance, dioxigenase-expressing rhizosphere bacteria, and biodegradation of weathered hydrocarbons in contaminated soil. *Chemosphere*. Vol. 62(9). Pp. 1411–1420. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.05.018.
89. Margesin, R., Hämmerle, M. and Tschерko, D., 2007. Microbial Activity and Community Composition during Bioremediation of Diesel-Oil-Contaminated Soil: Effects of Hydrocarbon Concentration, Fertilizers, and Incubation Time. *Microbial Ecology*. Vol. 53(2). Pp. 259–269. DOI: 10.1007/s00248-006-9136-7.
90. Merino, L., Caballero, F., Martínez-de-Dios, J.R., Maza, I., Ollero, A. (2012) Automatic Forest Fire Monitoring and Measurement using Unmanned Aerial Vehicles. *Journal of Intelligent & Robotic Systems*. Vol. 65(1–4). Pp. 533–548.
91. Mikolasch, A., Donath, M., Reinhard, A., Herzer, C., Zayadan, B., Ulrich, T. and Schauer, F., 2019. Diversity and degradative capabilities of bacteria and fungi isolated from oil-contaminated and hydrocarbon-polluted soils in Kazakhstan. *Applied Microbiology and Biotechnology*. Vol. 103(17). Pp. 7261–7274. DOI: 10.1007/s00253-019-10032-9.
92. Minasny, B., Finke, P., Stockmann, U., Vanwalleghe, T. and McBratney, A., 2015. Resolving the integral connection between pedogenesis and landscape evolution. *Earth-Science Reviews*. Vol. 150. Pp. 102–120. DOI: 10.1016/j.earscirev.2015.07.004.
93. Negara, T., Jaya, I., Kusmana, C., Mansur, I. and Santi, N., 2021. Drone image-based parameters for assessing the vegetation condition the reclamation success in post-mining oil exploration. *TELKOMNIKA (Telecommunication Computing Electronics and Control)*. Vol. 19(1). P. 105. DOI: 10.12928/TELKOMNIKA.V19I1.16663.
94. Nikolaeva, O. and Terekhova, V., 2017. Improvement of laboratory phytotest for the ecological evaluation of soils. *Eurasian Soil Science*. Vol. 50(9). Pp. 1105–1114. <https://doi.org/10.1134/S1064229317090058>.
95. Ondráček, J., Vaněk, O. and Pěchouček, M., 2014. Monitoring Oil Pipeline Infrastructures with Multiple Unmanned Aerial Vehicles. *Advances in Practical Applications of Heterogeneous Multi-Agent Systems. The PAAMS Collection*. Pp. 219–230. DOI: 10.1007/978-3-319-07551-8\_19.
96. Paneque-Gálvez, J., McCall, M., Napoletano, B., Wich, S. and Koh, L., 2014. Small Drones for Community-Based Forest Monitoring: An Assessment of Their Feasibility and Potential in Tropical Areas. *Forests*. Vol. 5(6). Pp. 1481–1507. DOI: 10.3390/f5061481.
97. Pierzchała, M., Talbot, B. and Astrup, R., 2014. Estimating Soil Displacement from Timber Extraction Trails in Steep Terrain: Application of an Unmanned Aircraft for 3D Modelling. *Forests*. Vol. 5(6). Pp.1212–1223. DOI: 10.3390/f5061212.
98. Pinedo, J., Ibáñez, R., Lijzen, J. and Irabien, Á., 2013. Assessment of soil pollution based on total petroleum hydrocarbons and individual oil substances. *Journal of Environmental Management*. Vol. 130. Pp.72–79. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.08.048.
99. Qin, W., Zhu, Y., Fan, F., Wang, Y., Liu, X., Ding, A., Dou, J., 2017. Biodegradation of benzo(a)pyrene by Microbacterium sp. strain under denitrification: Degradation pathway and effects of limiting electron acceptors or carbon source. *Biochemical Engineering Journal*. Vol. 121. Pp. 131–138. DOI: 10.1016/j.bej.2017.02.001.
100. Révész, F., Figueroa-Gonzalez, P., Probst, A., Kriszt, B., Banerjee, S., Szoboszlai, S., Maróti, G. and Táncsics, A., 2019. Microaerobic conditions caused the overwhelming dominance of *Acinetobacter* spp. and the marginalization of *Rhodococcus* spp. in diesel fuel/crude oil mixture-amended enrichment cultures. *Archives of Microbiology*. Vol. 202(2). Pp.329–342. DOI: 10.1007/s00203-019-01749-2.
101. Salami, E., Barrado, C. and Pastor, E., 2014. UAV Flight Experiments Applied to the Remote Sensing of Vegetated Areas. *Remote Sensing*. Vol. 6(11). Pp. 11051–11081. DOI: 10.3390/rs6111051.
102. Santos, I., Martin, M., Reyes, M., Carlton, D., Stigler-Granados, P., Valerio, M., Whitworth, K., Hildenbrand, Z. and Schug, K., 2018. Exploring the links between groundwater quality and bacterial communities near oil and gas extraction activities. *Science of The Total Environment*. Vol. 618. Pp. 165–173. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.264.
103. Schreyer, J., Lakes, T. (2014) Remote sensing-based approaches for modeling 3D vegetation information in urban areas. *14th International Conference on Computational Science and Its Applications. ICCSA*. Pp. 116–120.
104. Shaoping, K., Zhiwei, D., Bingchen, W., Huihui, W., Jialiang, L. and Hongbo, S., 2021. Changes of sensitive microbial community in oil polluted soil in the coastal area in Shandong, China for ecoresto-

- ration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 207. P. 111551. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.111551.
105. Shashkova, T. and Grigor'ev, Y., 2013. Impact of heavy metals on the trophic activity of daphnia depending on feeding conditions and age of crustaceans. *Contemporary Problems of Ecology*. Vol. 6(6). Pp. 662–666. DOI: 10.1134/S1995425513060103.
106. Shen, W., Zhu, N., Cui, J., Wang, H., Dang, Z., Wu, P., Luo, Y. and Shi, C., 2016. Ecotoxicity monitoring and bioindicator screening of oil-contaminated soil during bioremediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 124. Pp. 120–128. doi: 10.1016/j.ecoenv.2015.10.005.
107. Shulaev, N., Pryanichnikova, V., Kadyrov, R., Bykovsky, N., Damineva, R. and Ovsyannikova, I., 2020. Phytotoxic properties of electrically-cleaned oil-contaminated soils (the use of *Lepidium sativum* L. biotest). *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. Vol. 862. P. 062021. doi:10.1088/1757-899X/862/6/062021.
108. Sushkova, S.N., Minkina, T.M., Mandzhieva, S.S. and Tjurina, I.G., 2013. Elaboration and Approbation of Methods for Benzo[a]pyrene Extraction from Soils for Monitoring of the Ecological State in Technogenic Landscapes. *World Applied Sciences Journal*. Vol. 25(10). Pp. 1432–1437. DOI: 10.5829/idosi.wasj.2013.25.10.11237.
109. Trofimov, I., Pavliukh L., Novakivska T. and Bondarenko D., 2020. Assessment of phytotoxicity of mixed aviation fuels using of plant testers. *International independent scientific journal*. Vol. 11. Pp. 9–17.
110. Vasconcelos, R., Lima, A., Lentini, C., Miranda, G., Mendonça, L., Silva, M., Cambuí, E., Lopes, J. and Porsani, M., 2020. Oil Spill Detection and Mapping: A 50-Year Bibliometric Analysis. *Remote Sensing*. Vol. 12(21). P. 3647. doi:10.3390/rs12213647.
111. Von Wahl, N., Heinen, S., Essen, H., Kruell, W., Tobera, R., Willms, I. (2010) An integrated approach for early forest fire detection and verification using optical smoke, gas and microwave sensors. *International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Forest Fires, Forest Fires*. Vol. 137. Pp. 97–106.
112. Wanasinghe, T., Gosine, R., De Silva, O., Mann, G., James, L. and Warrion, P., 2020. Unmanned Aerial Systems for the Oil and Gas Industry: Overview, Applications, and Challenges. *IEEE Access*. Vol. 8. Pp.166980–166997. DOI 10.1109/ACCESS.2020.3020593.
113. Wang, S., Mu, L., Qi, M., Yu, Z., Yao, Z. and Zhao, E., 2021. Quantitative risk assessment of storm surge using GIS techniques and open data: A case study of Daya Bay Zone, China. *Journal of Environmental Management*. 289. P. 112514. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112514.
114. Wang, S., Mu, L., Qi, M., Yu, Z., Yao, Z., Zhao, E. (2021) Assessment of ecological stress caused by maritime vessels based on a comprehensive model using AIS data: Case study of the Bohai Sea, China. *Ecological Indicators*. Vol. 126. Pp. 1–16.
115. Wubalem, A., 2021. Landslide susceptibility mapping using statistical methods in Uatzau catchment area, northwestern Ethiopia. *Geoenvironmental Disasters*, Vol. 8(1). DOI: 10.1186/s40677-020-00170-y.
116. Xing, X., Qi, S., Zhang, J., Wu, C., Zhang, Y., Yang, D. and Odhiambo, J., 2011. Spatial distribution and source diagnosis of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from Chengdu Economic Region, Sichuan Province, western China. *Journal of Geochemical Exploration*, Vol. 110(2). Pp. 146–154. DOI: 10.1016/j.gexplo.2011.05.001
117. Zhang, J., Dai, J., Chen, H., Du, X., Wang, W. and Wang, R., 2012. Petroleum contamination in groundwater/air and its effects on farmland soil in the outskirts of an industrial city in China. *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 118. Pp. 19–29. DOI: 10.1016/j.gexplo.2012.04.002.
118. Zhu, L., Zhang, C., Wang, J. and Du, Z., 2017. The acute toxic effects of 1-alkyl-3-methylimidazolium nitrate ionic liquids on *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna*. *Environmental Pollution*. Vol. 229. Pp. 887–895. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.07.055.

Дата поступления в редакцию: 12.04.2021

Дата рецензирования: 12.05.2021

Дата принятия к публикации: 18.05.2021

**Пробьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках:**

Бузмаков С.А., Санников П.Ю., Сивков Д.Е., Дзюба Е.А., Хотяновская Ю.В., Егорова Д.О. Разработка геоинформационных систем для управления окружающей средой и экологической безопасностью в районах эксплуатируемых нефтяных месторождений // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 102–127. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-102-127.

**Please cite this article in English as:**

Buzmakov S.A., Sannikov P.Yu., Sivkov D.E., Dziuba E.A., Khotyanovskaya Y.V., Egorova D.O. Development of geoinformation systems for environmental management and environmental safety in the areas of exploited oil deposits. *Anthropogenic Transformation of Nature*. 2021. Vol. 7. No. 1. P. 102-127. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-102-127.

**АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ**

Федоров Ю.А.,  
Сухоруков В.В.,  
Трубник Р.Г. 6

Зимин С.В. 35

Абдулманова И.Ф.,  
Игошева Е.А. 48

Хаустов А.П.,  
Редина М.М. 65

Аргамонова В.С.,  
Бортникова С.Б.,  
Черный Н.К. 87

Бузмаков С.А.  
Санников П.Ю.,  
Сивков Д.Е.,  
Дзюба Е.А.,  
Хотяновская Ю.В.,  
Егорова Д.О. 102

*Научное издание*

## **АНТРОПОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ**

Том 7, № 1  
2021

Научный редактор номера: Г.А. Воронов  
Компьютерная верстка: А.Д. Чирков  
Макет обложки: Ю.В. Хотяновская

Подписано в печать 25.06.2021. Дата выхода: 06.07.2021  
Формат 60×84/8. Усл. печ. л. 15. Тираж 100 экз. Заказ 107

Редакция научного журнала «Антропогенная трансформация природной среды»  
614990, Пермь, Букирева, 15. ПГНИУ. Географический факультет  
Тел. (342) 239-64-87.

Издательский центр Пермского государственного  
национального исследовательского университета  
614990, Пермский край, г. Пермь, ул. Букирева, д. 15  
Тел. (342) 239-66-36