



Материалы XIV Всероссийской научно-практической  
конференции с международным участием



ИБ Коми НЦ  
УрО РАН

# Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем

КНИГА 1

Киров 2016

Федеральное государственное бюджетное образовательное  
учреждение высшего образования  
«Вятский государственный университет»  
Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра  
Уральского отделения Российской академии наук

**БИОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ  
ПРИРОДНЫХ И ПРИРОДНО-  
ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ**

Материалы XIV Всероссийской научно-практической  
конференции с международным участием  
5–8 декабря 2016 г.

Книга 1

Киров 2016

ББК 28.081я431  
Б63

XIV Всероссийская научно-практическая конференция  
с международным участием «Биодиагностика состояния природных и  
природно-техногенных систем» проводится в рамках Программы развития  
ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет» и посвящается  
80-летию Кировской области

Печатается по рекомендации научного совета  
Вятского государственного университета

**Редакционная коллегия:**

С. В. Дёгтева, д.б.н., С. Г. Литвинец, доцент, к.с.-х.н., Т. Я. Ашихмина,  
профессор, д. т. н., Л. И. Домрачева, профессор, д. б. н., Л. В. Кондакова, профес-  
сор, д. б. н., И. Г. Широких, с. н. с., д. б. н., Е. В. Дабах, доцент, к. б. н.,  
Е. А. Домнина, доцент, к. б. н., Г. Я. Кантор, с. н. с., к. т. н., А. С. Олькова, доцент,  
к. т. н., С. В. Пестов, н. с., к. б. н., С. Г. Скугорева доцент, к.б.н., А. С. Тимонов, н.с.

Б 63 Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных  
систем: Материалы XIV Всероссийской научно-практической конференции с меж-  
дународным участием. Книга 1. (г. Киров, 5–8 декабря 2016 г.). Киров: ООО «Изда-  
тельство«Радуга-ПРЕСС», 2016. 447 с.

ISBN 978-5-9908874-6-6

В сборник материалов XIV Всероссийской научно-практической конференции с ме-  
ждународным участием «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных  
систем» вошли материалы исследований, которые посвящены изучению экологического  
состояния окружающей природной среды территории Кировской области и других регио-  
нов. Особое внимание уделено использованию традиционных методов и инновационных  
технологий в оценке природных и природно-техногенных систем.

Значительное место в сборнике занимают материалы по устойчивости и адаптации  
растений, животных и микроорганизмов к действию неблагоприятных факторов среды.  
Представлены материалы по химии и экологии почв, а также освещены отдельные аспекты  
в области социальной экологии.

Сборник материалов конференции предназначен для научных работников, препода-  
вателей, специалистов природоохранных служб и ведомств, аспирантов, студентов выс-  
ших учебных заведений.

За достоверность сведений, изложенных в статьях, ответственность несут авторы.  
Мнение редакции может не совпадать с мнением авторов материалов.

ISBN 978-5-9908874-6-6

ББК 28.081я431

© ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет», 2016  
© ФГБУН Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, 2016

# СОДЕРЖАНИЕ

## СЕКЦИЯ 1 БИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ РЕГИОНА

<i>Далькэ И. В., Чадин И. Ф., Захожий И. Г.</i> Сбор и анализ данных о распространении борщевика Сосновского на территории Республики Коми	11
<i>Алексеев В. А., Усольцев В. П., Юран С. И.</i> Экспресс-контроль загрязнений сточных вод урбанизированных территорий	14
<i>Яковлева Е. В., Габов Д. Н.</i> Особенности накопления полиаренов <i>Vaccinium myrtillus</i> под воздействием добычи угля	18
<i>Богданова М. С.</i> Применение ландшафтно-динамического подхода в изучении динамики среднетаежных ландшафтов Карелии, испытавших длительное окультуривание	22
<i>Пристова Т. А., Загирова С. В.</i> Запасы органического вещества и углерода в корнях растений лесных фитоценозов крайне северной тайги	26
<i>Ахмадуллин Р. Ш., Зайцев Г. А.</i> Относительное жизненное состояние насаждений ивы белой ( <i>Salix alba</i> L.) в условиях Уфимского промышленного центра	28
<i>Афанасов Н. А., Дубровина О. А., Шайнуров Р. И., Зайцев Г. А.</i> Особенности роста побегов дуба черешчатого ( <i>Quercus robur</i> L.) в условиях Липецкой области	30
<i>Дубровина О. А., Зайцев Г. А.</i> Содержание свинца в органах сосны обыкновенной ( <i>Pinus sylvestris</i> L.) в условиях Липецкого промышленного центра	33
<i>Логвинов К. В., Чабан А. Н., Дубровина О. А., Зайцев Г. А.</i> Особенности роста побегов березы повислой ( <i>Betula pendula</i> Roth) в условиях Липецкой области	35
<i>Плюснина С. Н., Тужилкина В. В.</i> Изменение состояния хвои <i>Pinus sylvestris</i> в сосняках лишайниковых в зоне действия крупного целлюлозно-бумажного комбината	38
<i>Ашихмина Т. Я.</i> Российские современные технологии в решении проблем безопасного уничтожения химического оружия	40
<i>Домрачева Л. И., Ашихмина Т. Я., Кондакова Л. В.</i> Микроорганизмы – информативные тест-объекты в оценке состояния природных и трансформированных экосистем	43
<i>Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Кондакова Л. В.</i> Оценка состояния природных и трансформированных экосистем методами биоиндикации	46
<i>Ашихмина Т. Я., Дабах Е. В., Тимонов А. С., Кардакова Е. М.</i> Содержание соединений фосфора в почве на территории санитарно-защитной зоны и зоны защитных мероприятий объекта «Марадыковский»	51

<b>Юрлов А. А., Сунцова Н. А.</b> Генетический мониторинг окружающей среды в условиях антропогенной нагрузки на примере растительных объектов .....	56
<b>Огородникова С. Ю., Ашихмина Т. Я.</b> Эффекты лигногумата на фитотоксичность фосфорорганического гербицида глифосата .....	60
<b>Ашихмина Т. Я., Петухова Е. С., Болюбаш Р. А., Солодянкина И. С., Русских А. Э.</b> Изучение воздействия ионов тяжелых металлов на биометрические показатели растений на примере ячменя сорта «Новичок» .....	63
<b>Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я., Болюбаш Р. А., Бердникова Е. А., Колобова В. Д., Тюкалова Ю. А.</b> Выявление сочетанного воздействия соединений свинца, меди, цинка, кадмия и нитрата аммония на проростки ячменя сорта «Новичок» .....	65
<b>Шушпанникова Г. С., Игнатова В. Ф.</b> Синантропная флора и ее использование в биологическом мониторинге на территории сел Усть-Кулом и Помоздино (Республика Коми) .....	68
<b>Жукова А. О., Сергеева И. В., Дружкина Т. А., Гусакова Н. Н.</b> Древесные культуры в оценке экологического состояния Саратова на примере улицы П. Г. Рахова .....	72
<b>Ковязин В. Ф., Скачкова М. Е., Ростопша В. В.</b> Санитарное состояние зеленых насаждений в стрельне Санкт-Петербурга .....	74
<b>Торлопова Н. В., Робакидзе Е. А.</b> Диагностика состояния еловых древостоев в естественных и антропогенно-нарушенных условиях .....	78
<b>Попович О. М., Кавеленова Л. М.</b> К особенностям оценки зольности листьев древесных растений в городских насаждениях .....	82
<b>Пухальский Я. В., Лоскутов С. И.</b> Мониторинг динамики поливных норм гороха посевного в условиях летнего тепличного опыта Ленинградской области при загрязнении почв тяжелыми металлами .....	85
<b>Сухарева Т. А., Исаева Л. Г.</b> Динамика состояния растительности на участках ремедиации с применением различных подходов вблизи комбината «Североникель» .....	91
<b>Горбов С. Н., Сазыкина М. Н., Безуглова О. С., Сазыкин И. С.</b> Опыт использования люминесцентных бактериальных сенсоров при биодиагностике антропогенно-преобразованных почв г. Ростов-на-Дону ....	97
<b>Абрамова Т. Н., Козлова Т. Н., Арлянов В. А.</b> Разработка БПК-биосенсора на основе бактерий <i>Paracoccus yevei</i> , выделенных из активного ила .....	99
<b>Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И.</b> Мониторинг содержания радия-226 и дозовой нагрузки от его инкорпорирования в гидрофитах зоны влияния радиевого промысла .....	102
<b>Ашихмина Т. Я., Петухова Е. С., Бердникова Е. А., Колобова В. Д., Тюкалова Ю. А., Скугорева С. Г.</b> Изучение содержания тяжёлых металлов и азотсодержащих соединений в почвенных образцах техногенных и фоновых территорий на примере Кирово-Чепецкого промышленного комплекса ....	107

<b>Рыбочкин П. В., Афонина Е. Л., Каманина О. А., Понаморева О. Н.</b> Перспектива использования дрожжей <i>Debaryomyces hansenii</i> ВКМ У-2482 инкапсулированных в золь-гель матрицу силикагеля для определения БПК .....	112
<b>Рачкова Н. Г., Дюпина М. В., Раскоша О. В.</b> Биодиагностика состояния территории хранилища радиоактивных отходов бывшего радиевого промысла .....	116
<b>Онофрейчук О. Н.</b> Фенотипическая биоиндикация общего состояния среды урбоэкосистемы малого города .....	120
<b>Цибизова Л. А., Юдина Н. Ю.</b> Сравнение характеристик БПК- биосенсоров на основе послыонной иммобилизации дрожжей <i>Ogataea</i> <i>angusta</i> , <i>Arxula adeninivorans</i> , <i>Debaryomyces hansenii</i> и их ассоциации .....	124
<b>Майоров П. С., Феоктистова Н. А., Васильев Д. А.</b> Снижение концентрации ионов цинка в отходах гальванопластики бактериями рода <i>Bacillus</i> , <i>Pseudomonas</i> и сульфатредуцирующими бактериями .....	128
<b>Адамович Т. А., Клепцов А. С.</b> Содержание тяжёлых металлов в водных объектах вблизи г. Советск .....	132
<b>Князева Е. В., Адамович Т. А., Скугорева С. Г.</b> Химический анализ воды озера Нургуш .....	134
<b>Васильевых Н. В., Скугорева С. Г., Адамович Т. А.</b> Ионный состав воды из водотоков в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов .....	137
<b>Фокина Т. М., Фокина В. В.</b> Оценка качества воды и паспортизация естественных озёр п. Зенгино .....	141
<b>Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я., Тимонов А. С.</b> Сравнительная характеристика водохранилищ северо-востока Кировской области .....	143
<b>Дурягина К. А., Андреева М. И., Иванов А. И., Горохова А. Г., Старшинова С. А.</b> Содержание тяжёлых металлов (Cu, Zn, Ni, Pb) в водотоках правобережной части водосборной площади Пензенского водохранилища .....	147
<b>Абдуллин Ш. Р., Багмет В. Б., Егупова Е. Ю., Ахмедьянов Д. И.</b> Предварительная оценка экологического состояния экосистемы озера Аслыкуль по сообществам микрофитобентоса .....	149
<b>Железнова Г. В., Шубина Т. П., Дёгтева С. В.</b> К бриофлоре бассейна р. Щугор (южная часть национального парка «Югыд Ва») .....	152
<b>Мынбаева Б. Н., Муздыбаева К. К., Зубова О. А., Майматаева А. Д.</b> Установление чистоты пресных рек Алматинской области с помощью биоиндикатора радужной форели .....	154
<b>Трегуб А. А., Хотько Н. И.</b> К решению биометрии биологических систем для экспертной (балльной) оценки степени экологической опасности на территориях, где находятся опасные производственные объекты .....	158
<b>Митенёв Ю. Н., Вахрушева О. М., Дегтерев Б. И.</b> Перспективы комплексного биомониторинга загрязнённых территорий .....	161

<b>Ашихмина Т. Я., Шаров С. А., Танюшкин А. Е.</b> Система производственного экологического контроля и мониторинга на этапе ликвидации последствий деятельности на 1205 объекте ХУХО .....	165
<b>Яничкина О. С., Заруева Е. С.</b> Технический анализ гуминовых веществ бурых углей .....	168
<b>Сергеева А. Г., Котельникова И. М., Шумилова Л. П.</b> Биологический мониторинг почв г. Благовещенска с различной степенью загрязнения полициклическими ароматическими углеводородами .....	170
<b>Радченко В. С.</b> Состав и характеристика продуктов, образующихся при уничтожении ОВ и их утилизации на объекте по уничтожению химического оружия в п. Марадыковский Кировской области .....	174
<b>Гудырев В. А., Загирова С. В.</b> Почвенная эмиссия углекислого газа в ельнике чернично-сфагновом среднетаежной подзоны .....	176
<b>Кочурова Т. И., Кантор Г. Я.</b> Количественные связи гидробиологических и гидрохимических характеристик р. Осиновки в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов .....	178
<b>Рутман В. В., Кантор Г. Я.</b> Разработка компьютерной программы для идентификации борщевика Сосновского по аэрофотоснимку .....	183

## СЕКЦИЯ 2 МЕТОДЫ БИОДИАГНОСТИКИ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

<b>Кургузкин М. Г., Кургузкин П. М.</b> Методические аспекты использования биотестирования для оценки состояния почв в зоне влияния объектов по уничтожению химического оружия .....	186
<b>Мязин В. А., Фокина Н. В., Корнейкова М. В.</b> Биологическая активность как показатель эффективности восстановления нефтезагрязненных почв .....	190
<b>Назаренко Н. Н., Свистова И. Д.</b> Микробиологические аспекты биоиндикации городских почв .....	195
<b>Белова К. В., Феокистова Н. А., Васильев Д. А., Климушкин Е. И., Золотухин С. Н., Алешкин А. В.</b> Фагоиндикация бактерий <i>Bacillus anthracis</i> в почве .....	199
<b>Эсаулова А. К., Скугорова С. Г.</b> Влияние $Co^{2+}$ и $Zn^{2+}$ на ростовые показатели ячменя в присутствии фосфат-ионов и цеолита .....	203
<b>Олькова А. С., Санникова Е. А., Кутявина Т. И.</b> Применение метода биотестирования по изменению двигательной активности <i>Daphnia magna</i> straus для поверхностных вод .....	207
<b>Рыбак А. В., Майстренко Т. А., Велегжанинов И. О.</b> Влияние дополнительного воздействия кадмия и облучения на дождевых червей техногенно загрязненной территории .....	210

<b>Фокина А. И., Скугорева С. Г., Коткина Т. Н., Олькова А. С., Дабах Е. В., Лялина Е. И., Зыкова Ю. Н.</b> Химико-токсикологическая оценка состояния почв вблизи ТЭЦ-5 г. Кирова .....	213
<b>Садртдинова Г. Р., Пульчеровская Л. П., Васильев Д. А., Золотухин С. Н.</b> Оценка качества внешней среды методом выделения из неё фагов ...	221
<b>Шихова С. В., Гржегоржевский К. В., Гагарин И. Д.</b> Моделирование генотоксического эффекта железо-молибденовых нанокластерных полиоксометаллатов и продуктов их распада с использованием линий дикого типа <i>D. melanogaster</i> .....	226
<b>Королёв П. С., Верховцева Н. В., Пашкевич Е. Б.</b> Фолиарная обработка кукурузы ( <i>Zea mays</i> L.) дисперсиями наносеребра при ее культивировании на дерново-подзолистой почве .....	229
<b>Турмухаметова Н. В.</b> Оценка состояния <i>Tilia cordata</i> Mill. и состава членистоногих филлофагов в условиях городской среды .....	233
<b>Броновицкая Е. А., Петраш В. В.</b> Влияние минерализованных растворов на тест-организмы, применяемые для оценки качества природных вод .....	236
<b>Ахмедов А. А., Сладкова С. В., Абдуганиева Ф. З.</b> Использование молекулярных и физиологических биомаркеров в оценке степени токсического загрязнения природных и сточных вод .....	238
<b>Ботязова О. А., Пикунова А. Г.</b> Биоконтроль качества подземных вод питьевого назначения .....	242
<b>Аникина В. А., Швец О. В.</b> Использование бесхвостых амфибий для биоиндикации среды в лесной зоне Тульской области .....	245
<b>Гуринович А. С.</b> Биотестирование качества воды р. Неман (Беларусь) с помощью высших растений .....	249
<b>Алферов В. А., Арляпов В. А., Зайцева А. С., Зайцев Н. К., Юдина Н. Ю.</b> Разработка и подготовка промышленного выпуска амперометрического биосенсорного анализатора для экспресс-определения биохимического потребления кислорода .....	253
<b>Скугорева С. Г., Кантор Г. Я., Хомяков М. Б.</b> Определение лития в воде методом ионной хроматографии .....	257
<b>Резник Е. Н., Резник Т. Л., Шишкин Г. П.</b> Разработка инструментальных методик и портативного оборудования для выполнения исследовательских химико-экологических проектов студентов и школьников .....	264
<b>Баскин З. Л.</b> Динамические методы исследования технических и метрологических характеристик биоиндикаторов и биоанализаторов загрязнения воздушной среды .....	267
<b>Титова В. А., Анисимова М. А., Скопин В. А.</b> Бенз(а)пирен в окружающей среде .....	274
<b>Титова В. А.</b> Роль аккредитованной аналитической лаборатории в университете .....	276



СЕКЦИЯ 3  
ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ ПОЧВ

<b>Иванов Д. В.</b> Разработка и применение региональных нормативов качества почв при оценке экологического ущерба .....	279
<b>Лаптева Е. М., Виноградова Ю. В., Перминова Е. М.</b> Микробиологические показатели как основа оценки экологического состояния почв таежной зоны Европейского Северо-Востока .....	283
<b>Елькина Г. Я., Лаптева Е. М., Лиханова И. А., Холопов Ю. В.</b> Постагрогенная эволюция почв и растительности в таежной зоне .....	286
<b>Шахтарова О. В., Русанова Г. В., Денева С. В.</b> Особенности почв тундровых и лесных островков северной лесотундры европейского Северо-Востока России .....	290
<b>Любова С. В., Любова Н. В.</b> Химические свойства почв арктических островов Архангельской области .....	294
<b>Жангуров Е. В., Дубровский Ю. А.</b> Особенности морфологической дифференциации и физико-химические свойства автоморфных таежных почв приречных лесов р. Щугор .....	298
<b>Напрасникова Е. В., Белозерцева И. А., Лопатина Д. Н.</b> Изучение почв Верхнего Приангарья (экологический аспект) .....	302
<b>Бондаренко Н. Н., Лаптева Е. М., Тихова В. Д.</b> Структурно-функциональная характеристика гуминовых кислот подзолистых почв хронологического ряда вырубок по данным <sup>13</sup> C-ЯМР-спектроскопии .....	305
<b>Михайлова Е. Н., Дымов А. А.</b> Органическое вещество денсиметрических фракций естественных и постагрогенных лесных почв средней тайги Республики Коми .....	309
<b>Лодыгин Е. Д., Безносиков В. А.</b> Содержание углеводов в фоновых почвах .....	311
<b>Дабах Е. В.</b> Сравнительная оценка содержания лантаноидов в почвах и донных осадках техногенной территории .....	315
<b>Кенжебаева А. В.</b> Оценка буферной способности почв прибрежной зоны Восточного Прииссыккуля .....	318
<b>Василевич Р. С.</b> Накопление химических элементов в бугристых торфяниках криолитозоны Европейского Северо-Востока России .....	322
<b>Габов Д. Н., Яковлева Е. В., Зуева О. М.</b> Водорастворимый фенол в бугристых торфяниках лесотундровой зоны .....	326
<b>Кравченко И. Ю.</b> Химический состав почвенных вод хвойных лесов средней тайги Карелии .....	330
<b>Бекузарова С. А., Гасиев В. И., Козаева О. П.</b> Биодиагностика токсичности почвы .....	335
<b>Шишкина Д. Ю.</b> Химическое загрязнение почв промышленных ландшафтов городов юга России .....	338

<b>Артамонова В. С., Бортникова С. Б.</b> О биогенности мелкозёма почвоподобных тел, формирующихся в присутствии карбонатных пород .....	342
<b>Суворова А. Б., Верховцева Н. В.</b> Микробный пул, как индикатор состояния почв на территориях, находящихся под воздействием нефтеперерабатывающих предприятий .....	347
<b>Виноградова Ю. А., Ковалева В. А., Лаптева Е. М.</b> Комплекс микромицетов в урбаноземах северных регионов (на примере г. Сыктывкара) .....	351
<b>Кузнецов М. А.</b> Выделение диоксида углерода с поверхности болотно-подзолистой почвы среднетаежной вырубki ельника .....	353
<b>Шумилова М. А., Петров В. Г., Лебедева М. Г., Русских А. Р.</b> Совершенствование мониторинга поллютантов в окружающей среде .....	354

#### СЕКЦИЯ 4

#### СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ. ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА

<b>Мурзалимова А. К., Рысмагамбетова А. А., Мынбаева Б. Н.</b> Роль образования в формировании социально-устойчивой экологии .....	357
<b>Швечихина Ю. В., Рытов Г. Л., Кавеленова Л. М.</b> К изучению эколого-социальных аспектов формирования статуса здоровья студенческой молодежи .....	361
<b>Мироненко Е. М., Мироненко О. М.</b> Внедрение социально-экологических практик на отдаленных территориях и территориях, соседствующих с особо охраняемыми природными территориями .....	365
<b>Бурков Н. А.</b> О гармонизации общественных интересов при инвестиционной деятельности .....	367
<b>Пономарева А. С.</b> Производство экологически безопасных продуктов питания на Севере в Арктике .....	371
<b>Деньгина Ю. В., Тюлькина А. А., Даровских Л. В.</b> Исследование некоторых показателей качества чая разных производителей .....	375
<b>Морщинкина В. С., Даровских Л. В.</b> Химико-аналитическая оценка пищевой ценности кефира разных производителей .....	378
<b>Варанкина А. В., Сырчина Н. В.</b> Изучение возможности применения молотой бересты в пищевом производстве .....	381
<b>Сырчина Н. В., Харина О. С.</b> Использование рисовой шелухи и отходов стекла для производства пористых материалов .....	384
<b>Сырчина Н. В., Богатырёва Н. Н.</b> Использование глауконитовых песков для стабилизации аммиачной селитры .....	387
<b>Сырчина Н. В., Татаринова Е. Е.</b> Применение торфогеля для производства органоминеральных удобрений на основе фосфоритов Верхнекамского рудника .....	390
<b>Сырчина Н. В., Шубин А. С., Береснева Т. П.</b> Дезодорация свиного навоза, предназначенного для производства удобрений .....	394

<b>Бурков Н. А.</b> Некоторые итоги развития методов регулирования природопользования в Кировской области в постсоветский период .....	397
<b>Малков Р. А., Брык И. В.</b> Эколого-геохимическая и эколого-геофизическая обстановка вдоль транспортных магистралей г. Ростова-на-Дону .....	401
<b>Зиганшин И. И., Иванов Д. В.</b> Анализ морфометрических показателей особо охраняемых водоемов Республики Татарстан при оценке их рекреационного потенциала .....	405
<b>Гарюгин Ю. А., Мусихина Т. А.</b> Ранжирование городов Кировской области для первоочередного проведения оценки риска здоровью населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду .....	409
<b>Бурков Н. А.</b> О природоресурсных доходах и экологических расходах областного бюджета (Кировская область) .....	412
<b>Жаворонков В. И., Рясик И. О.</b> Биофизические модели воздействия физических и химических факторов на живой организм .....	416
<b>Шушканова Е. Г., Трухина С. И., Трухин А. Н.</b> Синдром дефицита внимания с гиперактивностью у студентов .....	422
<b>Баялиева Р. А., Кенесарина М. И., Меделгазиева А., Коптлеуова Л.</b> Сравнительная оценка состояния здоровья населения в экологически неблагоприятном регионе Казахстана .....	424
<b>Кенесарина М. И., Баялиева Р. А., Дабаров А. А., Бухарбаева А.</b> Оценка качества окружающей среды и состояния здоровья населения региона полигона ядерных испытаний «Азгыр» .....	429
<b>Гайфуллин А. С., Сальникова Е. О., Сагадуллина М. Р., Поршнев Ю. С., Ардашева А. В., Перескокова Г. С.</b> Аномальные изоформы белков и биобезопасность .....	432
<b>Каминская А. С., Плотникова О. М.</b> Изучение влияния различных доз парацетамола на показатели белкового обмена у лабораторных мышей .....	435
<b>Иванова А. Ю., Плотникова О. М.</b> О влиянии трихопола на некоторые показатели метаболизма у лабораторных мышей .....	437
<b>Артемов Е. А., Окулова И. И., Ерилов Д. В., Загоскин А. А., Баландина М. А., Сумкин И. Н., Груздев В. Д., Степанов Е. П.</b> Структурные изменения головного мозга при миазе у лося .....	439
<b>Ашихмин С. П., Написанова Л. А., Смирнова А. В., Сайкина Е. А., Россохин Д. В., Волков А. А.</b> Профилактика токсокароза на зверофермах и обеспечение биобезопасности окружающей среды .....	442
<b>Написанова Л. А., Жданова С. А., Матуз Е. А., Мищенко О. А., Негматулин Р. Т., Вотинцева Я. С., Поздеева В. А.</b> Влияние взаимной Адаптации паразита и хозяина на иммуноморфологические и гематологические показатели .....	445

# СЕКЦИЯ 1

## БИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ РЕГИОНА

### СБОР И АНАЛИЗ ДАННЫХ О РАСПРОСТРАНЕНИИ БОРЩЕВИКА СОСНОВСКОГО НА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ КОМИ

*И. В. Далькэ, И. Ф. Чадин, И. Г. Захожий*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, dalke@ib.komisc.ru*

Процесс инвазии чужеродных видов в природные системы широко обсуждается в современной литературе (Дгебуадзе и др., 2008, Blackburn et al., 2011). Распространение борщевика Сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) на территории Республики Коми можно рассматривать как результат успешного внедрения и натурализации чужеродного вида за пределами первичного ареала. В середине XX века на территории бывшего СССР борщевик Сосновского широко вводили в культуру как кормовое растение (Сацыперова, 1984). В настоящее время, в процессе натурализации во вторичном ареале борщевик формирует монодоминантные заросли и характеризуется высокой конкурентоспособностью (Dalke et al., 2015).

Оценку масштаба влияния борщевика на природные системы и реализацию мер по борьбе с его нежелательными зарослями необходимо проводить с учетом данных о географическом распространении растений и их численности. В 2014 г. нами была разработана открытая информационная система «Распространение инвазионных видов растений» (ИС РИВР) (<http://ib.komisc.ru/add/rivr>) (Далькэ и др., 2014). Сервис по сбору и отображению сведений о распространении борщевика Сосновского дополнил функциональные возможности информационного ресурса, посвященного борщевикам <http://www.proborshevik.ru>. Сведения о местах произрастания борщевика Сосновского были собраны в ходе пеших и автомобильных маршрутных учетов, с помощью космической и аэрофотосъемки. За два года в ИС РИВР внесено более 11000 записей географических координат о местах произрастания борщевика Сосновского. Основная часть записей относится к территории Республики Коми. Результаты опубликованы в глобальной базе данных по биоразнообразию Global Biodiversity Information Facility (GBIF) <http://www.gbif.org> (Chadin et al., 2016). На сегодняшний день GBIF является крупнейшей в мире системой, объединяющей информацию о географических координатах находок различных видов растений и животных. По состоянию на октябрь 2016 г. в GBIF внесено более 600 миллионов записей из 12,7 тыс. внешних баз данных и 16,6 тыс. списков.

Данные собранные нами в ИС РИВР использовали для оценки площадей земель различного назначения занятых зарослями борщевика. На территории г. Сыктывкара ( $61,663081^{\circ}$  с. ш.,  $50,822317^{\circ}$  в. д.), площадь которой составляет 3500 га, борщевиком занято около 66 га или около 6% зелёных насаждений (учитывая, что зелёная зона занимает третью часть территории города).

В южной зоне Республики Коми обследована территория сельского поселения «Летка» Прилузского района ( $59,607727^{\circ}$  с. ш.,  $49,421017^{\circ}$  в. д.) (Далькэ, Чадин, 2015). Общая площадь территории занятой нежелательными зарослями борщевика составила 80 га, из них: 31 га – участки пригодные для уничтожения борщевика путем обработки дисковой бороной; 43 га – участки пригодные для обработки гербицидами, в том числе 6 га – обочины вдоль улиц, берега водоёмов. Занятые борщевиком участки были вынесены на генеральный план СП «Летка» и предложены подходы к разработке проекта по полному уничтожению зарослей этого растения на территории СП «Летка». Наибольшие по площади сплошные заросли борщевика в СП «Летка» сосредоточены вокруг двух заброшенных ферм, предназначавшихся для содержания крупного рогатого скота. Общая площадь, занятая борщевиком вокруг ферм составляет половину от всей площади, занятой борщевиком на территории СП «Летка». Нами была предложена поэтапная стратегия уничтожения зарослей борщевика:

- определение приоритетных участков для уничтожения борщевика;
- определение площади выбранных участков и обоснование способов уничтожения растений на них;
- выполнение работ по уничтожению борщевика на выбранных участках;
- создание и поддержание буферных зон шириной не менее 6 м на границах участков, контактирующих с необработанными зарослями борщевика. Буферные зоны могут создаваться путем трех-четырёх кратного скашивания полосы борщевика за сезон, или обработкой гербицидами.

В центральной зоне РК на территории сельского поселения «Зеленец» ( $61,938307^{\circ}$  с. ш.,  $50,789929^{\circ}$  в.д.) заросли борщевика занимают 169 га, что составляет около 30% от общей площади сельского поселения. Характер распространения борщевика на территории этого населенного пункта и стратегия борьбы с этим растением полностью аналогичны изложенным выше.

Северная граница распространения борщевика Сосновского в Республике Коми отмечена нами вблизи границы Северного полярного круга в г. Инта ( $66,043899^{\circ}$  с. ш.,  $60,150622^{\circ}$  в. д.). В августе 2016 г. в городской черте были обнаружены самовозобновляющиеся заросли борщевика Сосновского общей площадью 14 га. Изученные растения были представлены особями всех возрастных состояний: семена, проростки, ювенильные, вегетативные, генеративные и сенильные. Высота зарослей, которую оценивали по длине генеративного побега, достигала 2,7 метра. Осенью одна генеративная особь формировала до 15 тыс. штук семян. Эти результаты сопоставимы с данными

полученными ранее для растений борщевика Сосновского произрастающих в центральной зоне РК (Dalke e.a., 2015).

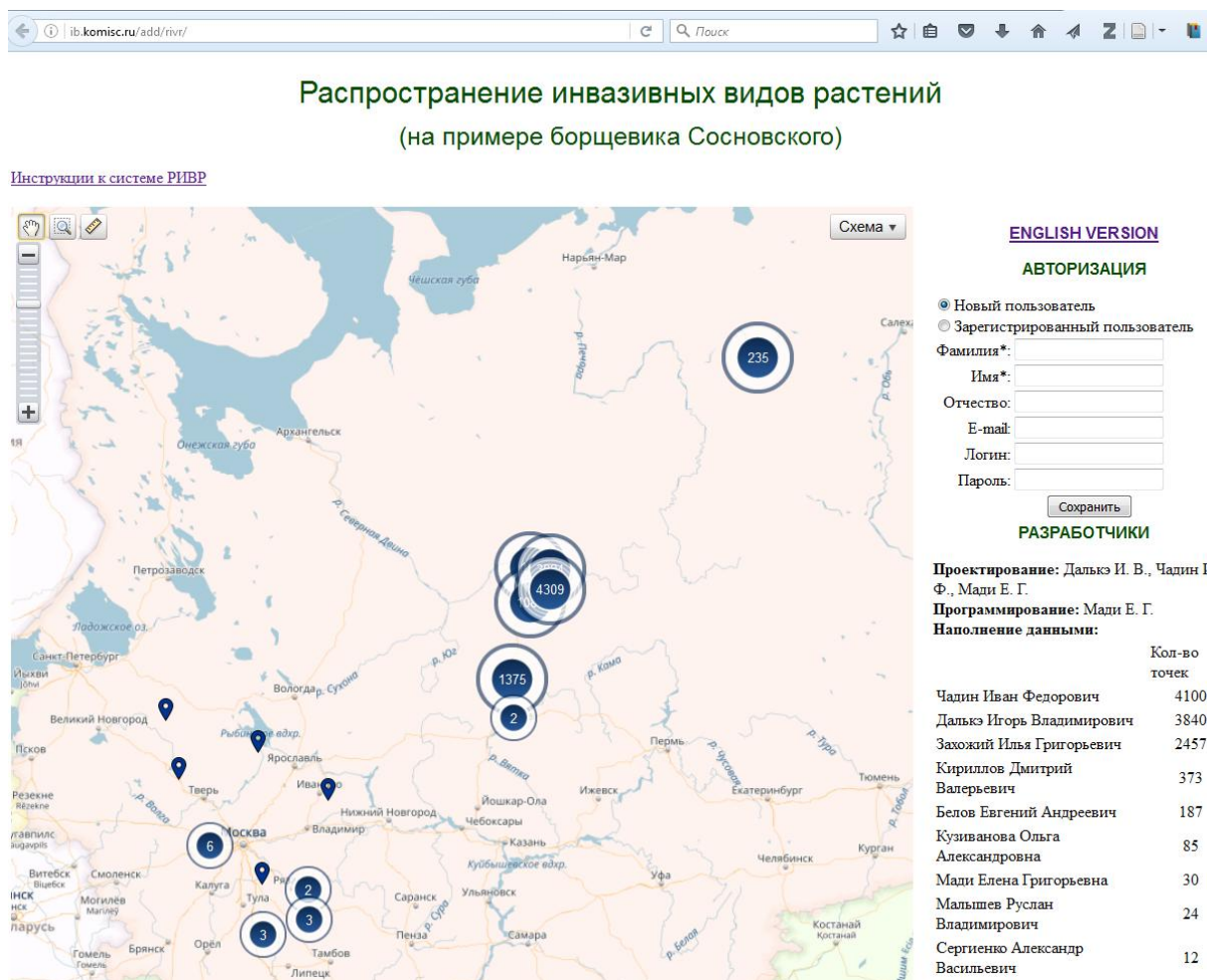


Рис. Фрагмент карты-схемы с кластерами, объединяющими данные о местах произрастания борщевика Сосновского на территории России. Учетными единицами являются географические координаты и фотографии мест произрастания растений (<http://ib.komisc.ru/add/rivr>, по состоянию на 01.11.2016 г.).

Отметим, что практически весь массив данных, загруженный в ИС РИВР, был получен специалистами в области биологии и экологии растений. Однако, подобные научные исследования могут быть проведены с привлечением широкого круга добровольцев, многие из которых могут быть любителями, то есть не иметь предварительного научного образования и подготовки по методам идентификации видов растений и картирования мест их произрастания. Такая концепция научных исследований получила название «Гражданская наука» (англ. *Citizen science*). В нашем случае привлечение к сбору данных добровольцев требует усовершенствования интерфейса ИС РИВР, внедрения алгоритма проверки данных поступающих в ИС РИВР, разработки новой концепции по организации сайта <http://www.proborshhevik.ru>.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ и Правительства Республики Коми (Проект № 16-44-110694 «Эколого-физиологическое моде-

лирование географических пределов распространения инвазивных видов растений на примере борщевика Сосновского в таёжной зоне европейской части России»).

### Литература

Далькэ И. В., Чадин И. Ф., Мади Е. Г., Захожий И. Г. Сбор и отображение данных о распространении инвазивных видов растений на базе программного интерфейса (API Сервиса Яндекс.Карты // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем»: Матер. XII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2 (г. Киров, 2–3 декабрь 2014 г.) Киров: Изд-во ООО «ВЕСИ», 2014. С. 98–101.

Далькэ И. В. Научно-методические рекомендации по разработке проекта уничтожения нежелательных зарослей борщевика Сосновского на территории сельского поселения «Летка» Прилузского района Республики Коми. [Электронный ресурс] Про борщевик Сосновского. 2015. Режим доступа: [http://proborshevik.ru/images/stories/literatura/Recommen\\_Letka\\_2015.pdf](http://proborshevik.ru/images/stories/literatura/Recommen_Letka_2015.pdf). Приложение А. Схема распространения растений борщевика Сосновского на территории села Летка и деревни Малая Беберка [[http://proborshevik.ru/images/stories/literatura/Suppl\\_1.pdf](http://proborshevik.ru/images/stories/literatura/Suppl_1.pdf)]. Приложение Б. Схема распространения растений борщевика Сосновского на территории села Летка [http://proborshevik.ru/images/stories/literatura/Suppl\\_2.pdf](http://proborshevik.ru/images/stories/literatura/Suppl_2.pdf). Приложение В. Схема распространения растений борщевика Сосновского на территории деревни Малая Беберка [http://proborshevik.ru/images/stories/literatura/Suppl\\_3.pdf](http://proborshevik.ru/images/stories/literatura/Suppl_3.pdf).

Дгебуадзе Ю. Ю., Петросян В. Г., Бессонов С. А., Дергунова Н. Н., Ижевский С. С., Масляков В. Ю., Морозова О. В., Царевская И. Г. Общая концепция создания проблемно-ориентированного Интернет-портала по инвазиям чужеродных видов в Российской Федерации // Российский журнал биологических инвазий. 2008. № 2. С. 9–21.

Сацыперова И. Ф. Борщевики флоры СССР – новые кормовые растения. Л.: Наука. 1984. 223 с.

Blackburn T. M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J. T., Duncan R.P., Jarošík V., Wilson J.R.U., Richardson D.M. A proposed unified framework for biological invasions // Trends in Ecology & Evolution. 2011. V. 26. № 7. P. 333–339.

Chadin I., Dalke I., Zakhozhiy I., Malyshev R., Madi E., Kuzivanova O., Kirillov D. Occurrences of the invasive plant species *Heracleum sosnowskyi* Manden. in the Komi Republic territory (European North-East Russia) [Electronic resource] 2016 doi:10.15468/zo2svq.

Dalke I. V., Chadin I. F., Zakhozhiy I. G., Malyshev R. V., Maslova S. P., Tabalenkova G.N., Golovko T. K. Traits of *Heracleum sosnowskyi* Plants in Monostand on Invaded Area // PLoS One. 2015. V. 10 (11). P. 1–17.

## ЭКСПРЕСС-КОНТРОЛЬ ЗАГРЯЗНЕНИЙ СТОЧНЫХ ВОД УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

*В. А. Алексеев, В. П. Усольцев, С. И. Юран*  
*Ижевский государственный технический университет*  
*им. М. Т. Калашникова, alekseevv@istu.ru*

Не секрет, что экосистемы на урбанизированных территориях интенсивно деградируют, окружающая природная среда теряет репродуктивные свойства под действием промышленности и транспорта и это негативно отражается на здоровье людей. Крупный город изменяет почти все компоненты природной среды – атмосферу, растительность, почву, рельеф, гидрографиче-

скую сеть, подземные воды, грунты и даже климат. В городах складывается неблагоприятная ситуация с водными объектами, которые сильно загрязнены промышленными и бытовыми стоками.

Безопасность питьевых и природных вод определяет состав и количество промышленных сточных вод, сбрасываемых в природные водоемы. До 50% открытых природных водоемов каждый год подвергается техногенному воздействию, в том числе и в результате сброса  $425 \cdot 10^9$  м<sup>3</sup> сточных вод. Более 90% сточных вод, поступающих через коммунальные сети в поверхностные водные объекты, сбрасываются загрязненными. Степень вредности сточных вод зависит от токсичности загрязняющих ее веществ. Чтобы определить состав сточных вод проводится множество различных анализов, как химических, так и санитарно-бактериологических.

Анализ сточных вод – это особая область аналитической химии. Производственные сточные воды различных отраслей промышленности существенно отличаются как по составу загрязняющих веществ, так и по их концентрации. В структуре промышленных городов имеются предприятия химической и нефтехимической промышленности, машиностроения, топливно-энергетического комплекса, фармацевтической, пищевой и некоторые другие, типичные для мегаполисов. Большинство предприятий сбрасывают стоки, где присутствуют как минеральные, так и органические загрязнения в различных соотношениях. Сложный состав сточных вод и трудоёмкость определения на практике каждого загрязняющего вещества, приводит к необходимости выбора таких показателей, которые характеризовали бы определенные свойства воды без идентификации отдельных веществ.

Действующая сегодня в России система анализа и контроля нормируемых химических и микробиологических показателей сточных вод основана на дифференцированном определении их концентрации и сопоставлении ее с нормируемыми значениями. Кроме общего физико-химического контроля, направленного на определение жесткости, сухого остатка, а также наиболее распространенных в воде компонентов как естественного происхождения, так и внесенных в процессе водоподготовки (алюминий, мышьяк, нитраты, нитриты, полиакриламид, свинец, фтор, железо, марганец, медь, полифосфаты, сульфаты, хлориды, цинк), новые нормативные документы предусматривают ряд специальных операций анализа и контроля воды. Это – вирусологический, паразитологический, токсикологический (в том числе определение содержания веществ, обладающих канцерогенным и мутагенным действием при весьма низких концентрациях – пестицидов, полициклических ароматических углеводородов, летучих галогенорганических соединений, ртути, сурьмы, цианидов и др.), радиационный контроль (определение суммарной объемной активности альфа и бета-частиц и, при необходимости, радионуклеидного состава загрязнений). Эти процессы сложны и длительны. Чтобы определить все показатели воды, нужно иметь соответствующее техническое оснащение, научный и технический потенциал, средства на приобретение реактивов. Стоимость анализа на определение содержания высокотоксичных соединений



с низкими значениями предельно допустимой концентрации может составлять сотни и тысячи долларов, причем такой анализ необходимо проводить в нескольких пунктах и с определенной периодичностью.

Наряду с аналитическими методами контроля показателей экологической безопасности природных объектов начинают широко использоваться методы биологического тестирования (Ашихмина, 2007), позволяющие оценить всю совокупность свойств исследуемой среды с позиции восприятия ее живыми тест-объектами, выступающими в роли биодатчиков. Биотесты выявляют интегральные характеристики качества среды, поскольку позволяют оценить суммарную степень воздействия загрязняющих веществ на тест-объект и экстраполировать полученные результаты для оценки воздействия на человека. Биотестирование воды на токсичность проводят на совокупности водных организмов, позволяющей оценивать действие того или иного химического компонента на сложный биоценоз. В качестве оценочного критерия функционального качества воды могут быть выбраны выживаемость, скорость размножения, жизненная активность микроорганизмов. При проведении экспресс-анализа этим методом должны быть стандартизованы условия проведения опыта (температура среды, освещенность, кислотность, состав питательного раствора, количество живых организмов и т. д.). Несмотря на существенный прогресс в решении этой проблемы, ряд теоретических и практических вопросов остаются недостаточно изученными. В частности, не изучена взаимосвязь между экоаналитическими данными загрязненности объектов окружающей среды и результатами их биотестирования, не исследована степень влияния отдельных показателей на интегральную оценку токсичности. Действующие нормативные документы опускают процедурные вопросы, связанные с организацией и проведением биологического тестирования состава сточных вод. Различное толкование терминов вносит дополнительную путаницу и имеет весьма серьезные последствия – как санитарно-экологические, так и финансово-экономические.

Указанные проблемы выдвигают актуальную задачу проведения экспресс-контроля загрязнений сточных вод урбанизированных территорий, которая решена с использованием аналитического контроля вида и степени аварийных залповых загрязнений на основе анализа оптической плотности, оптимального выбора оптического частотного диапазона, автоматизированных наблюдений, сбора, накопления, обработки и выдачи данных о качестве воды и предупреждения о нарушении норм ее качества. Проверка корректности применения предлагаемых технических решений проведена с применением теории вероятности, математической статистики, теории массового обслуживания. Система экспресс-контроля загрязнений сточных вод позволяет уменьшить время идентификации загрязнения, моделировать изменения качества воды и прогнозировать его, обеспечить централизованный мониторинг качества воды (Патент № 153362).

На рисунке представлена предлагаемая схема экспресс-контроля загрязнений сточных вод, 1 – виды загрязнений сточных вод, 2 – система кана-

лизации, 3 – универсальный оптоэлектронный датчик, 4 – специализированные оптоэлектронные датчики, 5 – главный процессор, 6 – специализированные контроллеры, 7 – отводы (ответвления) для выделения загрязнений, 8 – основные заслонки, 9 – дополнительные заслонки, 10 – основные устройства очистки, фильтры, 11 – дополнительные узлы очистки, отстойники

При выбросе загрязнения определенного вида 1 в систему канализации 2 анализатор жидкости – универсальный оптоэлектронный датчик 3 вырабатывает сигнал, пропорциональный уровню загрязнения, поступающий на главный процессор 5. В главном процессоре 5 по соответствующей программе происходит сравнение уровня сигнала с предельно допустимым уровнем.

В случае достижения или превышения этого уровня, выдается команда на активизацию специализированных оптоэлектронных датчиков 4, каждый из которых имеет определенную частоту оптического излучения и приема, соответствующие конкретному виду загрязнения, а также специализированных контроллеров 6, переключающих основные заслонки 8. После выделения определенного вида загрязнения 1 соответствующим специализированным оптоэлектронным датчиком 4, соответствующий специализированный контроллер (6) посылает управляющий сигнал на одну из основных заслонок 8 и вода, имеющая повышенный уровень определенного вида загрязнения через дополнительные заслонки 9 поступает в дополнительные узлы очистки, отстойники 11. Из отстойника загрязненная вода либо вновь поступает на специализированные этапы очистки, либо определенным образом утилизируется. После окончания протекания загрязнения универсальный оптоэлектронный датчик 3 направляет сигнал в главный процессор 5, управляющим сигналом возвращает специализированные оптоэлектронные датчики 4, основные заслонки 8, дополнительные заслонки 9 в исходное состояние и вода поступает на основные устройства очистки, фильтры 10. Введя дополнительный универсальный оптоэлектронный датчик, расположенный на заданном расстоянии от первого, можно определить скорость перемещения и время переключения заслонок. В соответствии с загрязнением оптического тракта допустимый уровень загрязнения автоматически корректируется.

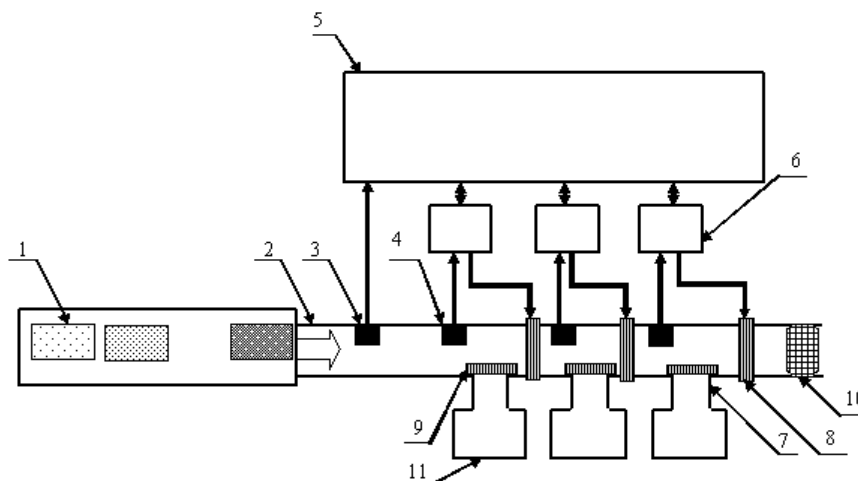


Рис. Схема экспресс-контроля загрязнений сточных вод

Показатель оптической плотности в видимой области спектра электромагнитного излучения, длина волны 0,4–0,72 мкм, является оригинальным оптическим параметром, характеризующим содержание примесей в сточных водах из-за наименьшей оптической плотности воды в этой области спектра. Чтобы правильно интерпретировать экспериментальные значения показателя оптической плотности, получаемые в каждом конкретном случае, проведены теоретические и экспериментальные исследования, построены корреляционные зависимости, позволяющие установить уровни загрязнений.

Проведенные исследования подтвердили целесообразность использования нового поколения средств аналитического контроля, сочетающих умеренную стоимость и высокие эксплуатационные характеристики, связанные с достижениями современной технологии в создании полупроводниковых источников и приемников света, а также тест-систем, адаптированных к проведению государственного и производственного экологического контроля как в лабораторных, так и в полевых условиях. Перспективно сочетание двух методов контроля – аналитического, оценивающего качество очистки сточных вод и более чувствительного – биологического, дающего информацию о состоянии биоагента с узко специфичными реакциями, что позволяет оперативно управлять процессом очистки сточных вод любого состава.

#### Литература

Ашихмина Т.Я. Научно-методические основы комплексного экологического мониторинга окружающей среды в районах объектов хранения и уничтожения химического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 23–24.

Патент №153362 на полезную модель. Устройство устранения аварийного выброса / Алексеев В.А., Девятов Н.А., Юран С.И., Усольцев В.П. Заявка на полезную модель 2014141487, Дата подачи заявки: 14.10.2014. Зарегистрировано в Гос. реестре ПМ РФ 18.06.2015.

### **ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ПОЛИАРЕНОВ *VACCINIUM MYRTILLUS* ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ДОБЫЧИ УГЛЯ**

***Е. В. Яковлева, Д. Н. Габов***

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, kaleeva@ib.komisc.ru*

В последние десятилетия в связи с быстрым развитием промышленности во всем мире усиливается загрязнение окружающей среды полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ) (Белых, 2009; Демин и др., 2012; Яковлева и др., 2016). В тундровой зоне европейского северо-востока России широко распространена добыча каменного угля. Установлено, что развитие угольной промышленности оказывает негативное влияние на здоровье населения, что во многом связано с повышенным содержанием полиаренов в каменном угле (Li et al., 2012). Угольная пыль может оседать на почвах и растениях и аэротехногенные полиарены включаются в биологический круговорот. В связи с вышесказанным исследование накопления полиаренов в

растениях тундровой зоны становится актуальной задачей современных экологических исследований.

Целью данного исследования было изучение особенностей биоаккумуляции ПАУ кустарничком *Vaccinium myrtillus* L. в условиях аэротехногенного загрязнения.

Проведены исследования содержания ПАУ в *Vaccinium myrtillus* в фоновом районе, на загрязненном участке на расстояниях 0,5, 1 и 1,5 км от шахты Воркутинская с учетом розы ветров в северо-восточном направлении. Отбор проб был проведен в трехкратной повторности. Химико-аналитические исследования растений выполняли в ЦКП «Хроматография» Института биологии Коми НЦ УрО РАН.

На поверхности кустарничка фонового участка обнаружены лишь легкие углеводороды, включающие 6 структур: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен. В условиях загрязнения на поверхности растения выявлено 12 структур ПАУ, в том числе и тяжелые структуры (табл). При этом доля легких структур в составе ПАУ загрязненных участков оставалась максимальной и составляла 97–99%. При этом на нафталин и фенантрен на фоновом участке приходилось 57% от общего содержания ПАУ, на загрязненных 80–92%. Такое повышение доли нафталина и фенантрена на загрязненных участках обусловлено их значительным содержанием в угле шахты Воркутинская (78% от общего содержания ПАУ).

Суммарное поверхностное содержание ПАУ в растениях зоны действия шахты Воркутинская превышает фоновые значения в 8–11 раз. Наибольшие кратности превышения выявлены для участков в 0,5 и 1 км от шахты. На расстоянии 0,5 и 1 км от источника суммарное содержание ПАУ на поверхности *Vaccinium myrtillus* примерно одинаково, с незначительным превышением на 1 км участке. При этом массовая доля тяжелых ПАУ была максимальна на расстоянии 0,5 км, и резко снижалась по мере удаления от шахты.

Можно предположить, что тяжелые ПАУ оседают в большей степени вблизи источника выбросов, на расстоянии до 0,5 км, с дальнейшим удалением их содержание на поверхности растений снижается.

При определении общего содержания ПАУ в кустарничке на фоновом участке было выявлено 10 структур ПАУ, в том числе и тяжелые ПАУ в следовых количествах. На разном удалении от шахты Воркутинская обнаружено 13 полиаренов. Легкие полиарены преобладали в составе ПАУ, аналогично поверхностному загрязнению. ПАУ растений фонового участка на 99% были представлены низкомолекулярными структурами. Для загрязненных участков вклад легких полиаренов в общее содержание ПАУ составлял 74–80%, из которых 56–61% приходилось на нафталин и фенантрен.

Общее содержание ПАУ в кустарничке в районе действия шахты не значительно превышало фоновые показатели. Кратности превышения составляли 2 раза и не изменялись на всех исследованных участках подверженных загрязнению. Такие кратности были характерны для легких полиаренов, для тяжелых они были значительно выше и достигали 82 раз.

Таблица

**Общее содержание ПАУ и массовая доля полиаренов на поверхности *Vaccinium myrtillus*  
на разном расстоянии от угледобывающего предприятия, нг/г.**

ПАУ	Поверхностное загрязнение								Общее содержание							
	фон		0,5 км		1 км		1,5 км		фон		0,5 км		1 км		1,5 км	
	$\bar{X}$	$S_x$	$\bar{X}$	$S_x$	$\bar{X}$	$S_x$	$\bar{X}$	$S_x$	$\bar{X}$	$S_x$	$\bar{X}$	$S_x$	$\bar{X}$	$S_x$	$\bar{X}$	$S_x$
Нафталин	0,2	0,2	107,8	57,7	148,8	107,0	83,0	21,4	38,7	23,8	55,6	12	52,1	11,8	51,7	16,1
Флуорен	1,6	0,2	0,8	3,5	4,5	8,3	3,2	12,7	4,8	0,9	7,9	3	11,4	1,6	9,4	3,6
Фенантрен	9,3	0,6	15,0	3,0	19,3	4,4	24,5	5,0	21,9	4,4	42,4	15,6	51,1	9,7	40,1	14,5
Антрацен	0,5	0,1	2,0	1,8	0,5	0,3	1,8	1,1	0,8	0,1	1,6	1,2	2,2	0	1,6	0,6
Флуорантен	2,7	1,1	16,6	14,3	4,9	1,8	12,5	11,0	3,3	0,4	9,8	0,9	6,5	1,3	8,3	3,5
Пирен	1,6	0,8	3,6	1,9	3,0	1,3	5,9	2,7	4,6	0,5	8	1,8	8,2	1,2	6,4	1,8
Бенз[а]антрацен	0,0	0,0	0,8	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,8	0,6	0,4	0,7	0,3
Хризен	0,0	0,0	1,1	0,2	0,5	0,1	0,3	0,2	1,3	0,3	2,8	0,7	2,2	0,6	2,8	0,3
Бенз[б]флуорантен	0,0	0,0	1,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	1,9	0,6	0,3	2,8	0,3
Бенз[к]флуорантен	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,4	0,4	0,5	0	0,3	0,4
Бенз[а]пирен	0,0	0,0	0,6	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	2,3	0,1	2,3	0,8	4,2	0,9
Ди-бенз[а,h]антрацен	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,2	0,6	3	1,8	7,3	2,7
Бенз[ghi]перилен	0,0	0,0	4,4	1,4	0,4	0,2	1,8	0,6	0,2	0,3	32,8	19,7	18,8	1,1	27,8	3,2
∑ПАУ	15,9	0,5	154,1	43,9	182,0	95,3	132,9	56,8	77,9	24,2	177,6	71,9	159,5	37	163,4	68,7
∑ легких ПАУ	15,9	0,5	148,8	40,7	181,6	95,0	131,1	44,1	75,6	30,5	129,0	57,3	134,3	37,8	121,0	46,4
∑ тяжелых ПАУ	0,0	0,0	6,4	1,1	0,5	0,1	1,8	0,5	0,5	0,1	48,6	18,8	25,2	2,2	42,4	6,7

где  $\bar{X}$  – среднее значение,  $S_x$  – стандартное отклонение.

Оценка вклада поверхностного загрязнения в общее содержание ПАУ в *Vaccinium myrtillus* показала, что доля поверхностного загрязнения составляла 21% на фоновом участке и 67–69% – на загрязненных. Тенденции к увеличению доли поверхностного содержания полиаренов с увеличением расстояния от источника эмиссии не проявлялось. Такие результаты свидетельствуют о низкой способности *Vaccinium myrtillus* к биоаккумуляции полиаренов. Для *Vaccinium myrtillus*, по-видимому, не характерна активная аккумуляция с поверхности, на которой оседает угольная пыль.

Для *Vaccinium myrtillus* характерно большее накопление полиаренов в листьях растений, по сравнению со стеблями и корнями (рис.).

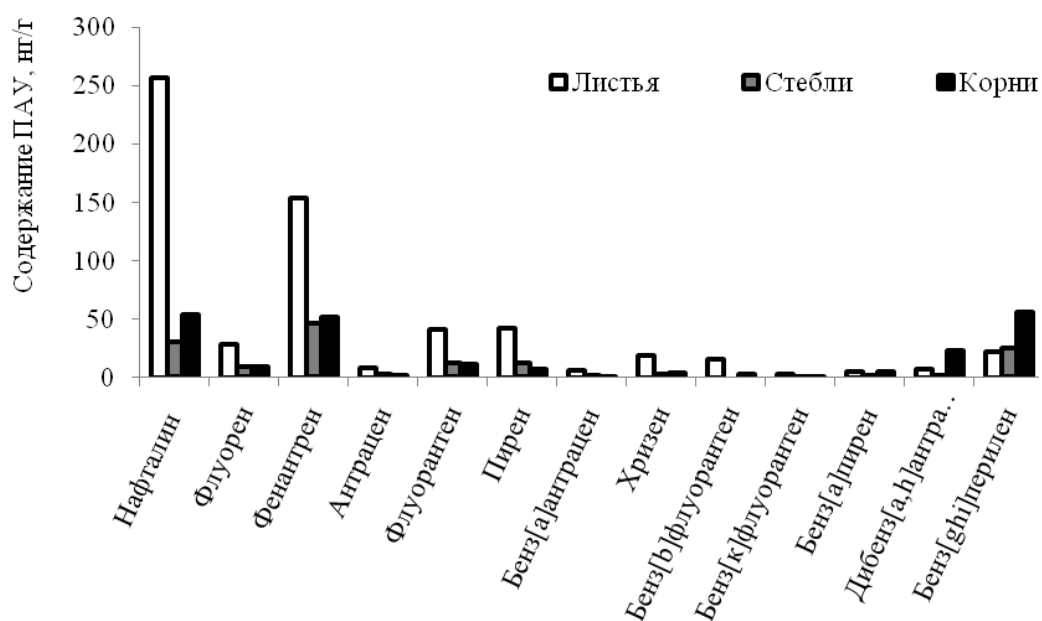


Рис. Содержание ПАУ в органах *Vaccinium myrtillus* на расстоянии 0,5 км от предприятия, нг/г.

Максимальные кратности превышения выявлены для кустарничка на расстоянии 0,5 км от предприятия и достигают для общего содержания – 4 раз, для поверхностного загрязнения – 10 раз. Такой факт во многом обусловлен тем, что основная масса полиаренов оседает на листьях *Vaccinium myrtillus*, так как они имеют большую поверхность, относительно других органов, полиарены при этом в основном остаются на поверхности листовой пластины не проникая внутрь растения. За счет листопадности кустарничек избавляется от избытка полиаренов. Снижение содержания полиаренов в листьях на удалении от шахты объясняется уменьшением количества поступающих на поверхность ПАУ.

**Выводы:** 1. В *Vaccinium myrtillus* были идентифицированы 13 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, хризен, бенз[а]антрацен, бензо[б]флуорантен, бензо[к]флуорантен, бенз[а]пирен, дибенз[а, h]антрацен и бенз[ghi]перилен. На поверхности растения были найдены все перечисленные ПАУ, кроме дибенз[а, h]антрацена.

2. Показано, что полиарены в кустарничке в основном представлены низкомолекулярными структурами (74–100%), главным образом нафталином и фенантроном (56–92%).

3. Выявлено, что суммарное поверхностное содержание ПАУ в растениях в районе шахты превышает фоновые значения в 8–11 раз с максимумом на расстоянии 0,5–1 км от предприятия. Для общего содержания кратности составляют 2 раза и не изменяются по мере удаления от шахты.

4. Согласно расчётам соотношения содержания ПАУ на поверхности и в тканях растений, установлено для *Vaccinium myrtillus* не характерна активная аккумуляция ПАУ с поверхности, на которой оседает угольная пыль.

5. Для *Vaccinium myrtillus* характерно большее накопление полиаренов в листьях растений, по сравнению со стеблями и корнями. Максимальные кратности превышения выявлены на расстоянии 0,5 км от предприятия.

*Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ и Правительства Республики Коми № 16-44-110581 p\_a*

#### Литература

Белых Л. И. Распределение полициклических ароматических углеводородов в системе почва – растение // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1083–1089.

Демин Б. Н., Граевский А. П., Демешкин А. С., Власов С. В. Загрязнение почвенно-растительного комплекса в окрестностях рудника «Баренцбург» полициклическими ароматическими углеводородами // Арктика: экология и экономика. 2012. № 3(7). С. 62–73.

Яковлева Е. В., Габов Д. Н., Безносиков В. А., Кондратенок Б. М. Накопление полициклических ароматических углеводородов в почвах и растениях тундровой зоны под воздействием угледобывающей промышленности // Почвоведение. 2016. № 11. С. 1402–1412.

Li W., Chen B., Ding X. Environment and Reproductive Health in China: Challenges and Opportunities // Environmental Health Perspectives. 2012. Vol. 120. № 5. P. A184–A185.

### **ПРИМЕНЕНИЕ ЛАНДШАФТНО-ДИНАМИЧЕСКОГО ПОДХОДА В ИЗУЧЕНИИ ДИНАМИКИ СРЕДНЕТАЕЖНЫХ ЛАНДШАФТОВ КАРЕЛИИ, ИСПЫТАВШИХ ДЛИТЕЛЬНОЕ ОКУЛЬТУРИВАНИЕ**

*М. С. Богданова*

*Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН,  
mari-mb@mail.ru*

Вопросы динамики длительно окультуренных среднетаежных ландшафтов Карелии очень слабо изучены. В некоторых работах рассматриваются лишь отдельные компоненты ландшафта, такие как почвы, луговые комплексы, а также исторические особенности природопользования в таежной зоне Карелии в целом.

Заонежье – территория в северной части Онежского озера, включающая Заонежский полуостров и прилегающие к нему острова Кижского архипелага (рис.). Это один из наиболее освоенных регионов Республики Карелия.



Рис. Географическое положение Заонежья

Заонежье обладает высоким ландшафтным разнообразием, обусловленным как природными факторами, так и длительной историей окультуривания (использованием в сельском хозяйстве).

Аграрное освоение региона началось с IX–X вв. Наиболее интенсивное преобразование природных комплексов приходится на XIX столетие, к концу которого был достигнут максимальный уровень сельскохозяйственной освоенности земель. Около 30% территории Заонежья в прошлом было окультурено и использовалось в качестве сельскохозяйственных угодий – пашен и сенокосов. Для окультуренных местоположений (в том числе ныне не используемых) характерен хорошо выраженный старопахотный горизонт в почве



(мощность не менее 15 см), присутствие в древостое ольхи серой, черемухи и рябины, а в напочвенном покрове – луговых видов растений.

Для изучения современного состояния ландшафтов Заонежья применялся ландшафтно-динамический подход, разработанный Г. А. Исаченко и А. И. Резниковым (1998). Согласно этому подходу признаки элементарных ландшафтов разделяются на признаки местоположений (относительно устойчивые свойства рельефа и подстилающих пород) и многолетних состояний (более динамичные особенности растительности и почв).

Местоположения описываются тремя основными признаками:

- 1) форма или морфологический тип рельефа;
- 2) состав подстилающих (почвообразующих) пород в верхнем метровом слое;
- 3) режим увлажнения (степень дренированности).

Сеть местоположений формирует «каркас» территории, на котором под влиянием естественных процессов и антропогенных воздействий происходит смена состояний разной длительности – динамика ландшафтов (Исаченко, 1998).

На основе полевых исследований автором была разработана типология элементарных ландшафтов (местоположений) Заонежья, составлена ландшафтная карта полуострова в масштабе 1: 200 000, а для наиболее репрезентативных ландшафтов региона применялся метод крупномасштабного картографирования ключевых участков (Богданова, 2014; Bogdanova, 2014).

Карты современной ландшафтной структуры стали основой создания карт современных процессов в ландшафтах. Для этого были составлены ландшафтно-динамические ряды (на основе анализа базы данных полевых описаний) и выделен типичный для каждого вида местоположений набор характерных для него многолетних состояний.

В настоящее время в ландшафтах Заонежья выделяются более 20 различных направлений ландшафтно-динамических процессов – от стабилизации спелых хвойных и мелколиственных древостоев до зарастания угодий и вторичного заболачивания мелиорированных земель.

Наиболее характерны для региона следующие направления процессов:

– *Увеличение фитомассы и запаса древостоя в молодых и средневозрастных мелколиственных и мелколиственно-хвойных лесах на месте бывших сельскохозяйственных угодий.*

Появление молодых и средневозрастных лесов на месте бывших сельскохозяйственных угодий связано с процессами запустения и вывода земель из сельскохозяйственного использования. В этих лесах отчетливо выделяется два поколения: возраст первого составляет 50–70 лет, а второго до 20 лет. Первое поколение древостоев сформировалось в результате зарастания угодий после Великой Отечественной войны, а второе – в 90-е гг. XX в. после прекращения функционирования основных совхозов.

– *Вторичное заболачивание осушенных и окультуренных торфяников и заболоченных равнин с маломощным торфом.*

В результате прекращения сельскохозяйственной деятельности (сенокосения) осушенных местоположений, а также ухудшении функционирования дренажной сети развиваются процессы заболачивания сопровождающиеся появлением в растительном покрове мезогигрофитов и гигрофитов, а также активным зарастанием мелкоколесьем.

– *Повсеместное сокращение площади лугов и увеличение площади вторичных мелколиственных лесов, за счет зарастания угодий ольхой серой, березой, осиной и сосной.*

Широкое распространение в регионе имеет процесс зарастания лугов и увеличение площадей вторичных мелколиственных лесов. Зарастание мелкоконтурных лугов обычно идет с двух сторон – от периферии к центру и от «ровниц» (хаотично расположенных по всей площади луга), как правило, мелколиственными породами: ольхой серой, рябиной, березой и осиной; в центральной части, может появляться сосна, очень редко ель.

– *Смена разнотравно-злаковых сообществ крупнозлаково-купыревыми и высокотравно-малиновыми растительными ассоциациями в составе луговых комплексов.*

В результате прекращения сенокосения происходит смена видового состава растительности и уменьшение видового разнообразия лугов. Вследствие зарастания луга происходит уменьшение суммарной мощности луговых травянистых мезофитов.

Ландшафты, сформировавшиеся в результате длительного окультуривания, составляют уникальный культурный ландшафт Заонежья, в котором гармонично сочетаются равнины и сельговые гряды, хвойные и лиственные леса, суходольные луга и пашни, а также озера. Неотъемлемый элемент культурного ландшафта региона — деревянное зодчество. Таким образом территория Заонежья нуждается в комплексной охране всего ландшафтного разнообразия. При этом необходимо создание особо охраняемых территорий различного ранга, которые станут основой не только охраны природы, но и базой для развития экологического туризма в регионе.

*Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта 16-35-00085 мол\_а.*

### Литература

Богданова М. С. Динамика сельскохозяйственного освоения ландшафтов Заонежья (Республика Карелия) // Известия РГО. 2014. Т. 146. Вып 6. С. 26–40.

Исаченко Г. А. Методы полевых ландшафтных исследований и ландшафтно-экологическое картографирование. СПб., 1998. 112 с.

Bogdanova M. S. Modern landscapes of Zaonezhye Peninsula // Biogeography, landscapes, ecosystems and species of Zaonezhye Peninsula, in Lake Onega, Russian Karelia Finnish Environment Institute (SYKE), neuvonta. Helsinki, 2014. С. 81–102.

## **ЗАПАСЫ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА И УГЛЕРОДА В КОРНЯХ РАСТЕНИЙ ЛЕСНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ КРАЙНЕ СЕВЕРНОЙ ТАЙГИ**

*Т. А. Пристова, С. В. Загирова*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, pristova@ib.komisc.ru*

Подземная фитомасса и подстилка играют важную роль в круговороте углерода лесных экосистем. Тонкие корни растений, сосредоточенные в подстилке и верхнем слое почвы, образуют пул мобильного органического вещества почвы (МОВ) (Kurtz at al., 1996).

Исследованиям роли корней растений травяно-кустарничкового яруса (ТКЯ) и тонких корней деревьев в углеродный цикл лесных экосистем посвящено немного публикаций. Это связано, прежде всего, со сложной методикой отбора образцов подземной фитомассы в лесных сообществах (Грозовская, 2015; Kurtz at al., 1996; Ruess et al., 1996). Основная масса корней трав и кустарничков, а также физиологически активных корней деревьев сосредоточена в подстилке и верхних горизонтах почвы до 30 см (Верхоланцева, Бобкова, 1972; Ruess et al., 1996).

Цель исследований состояла в определении запасов органического вещества и углерода в подземных органах растений, формирующихся в подстилке лесных фитоценозов крайне северной тайги.

Исследования проводили в 2014 г. в бассейне р. Большая Инта в Интинском районе Республики Коми (предгорье Приполярного Урала). Пробные площади были заложены в ельнике чернично-зеленомошном, ельнике сфагновом и березняке долгомошном. Подробная характеристика объектов представлена в работе (Пристова и др., 2016).

Образцы корней были собраны в подстилке на глубине до 20 см, в зависимости от её мощности. Живые корни деревьев диаметром до 10 мм, кустарничков и трав выделяли из монолитов, отобранных в 10–15-кратной повторности в каждом типе леса по методике (Родин и др., 1968).

Содержание углерода в растительных образцах определено методом газовой хроматографии на элементном анализаторе EA 1110 (CHNS–O) (фирма CE Instruments, Италия) в аккредитованной экоаналитической лаборатории Института Биологии Коми НЦ УрО РАН (аттестат № РОСС RU.0001.511257).

Запасы органического вещества (ОВ) в корнях, сосредоточенных в лесных подстилках, составили в березняке долгомошном – 332, в ельнике чернично-зеленомошном – 389, в ельнике сфагновом – 514 г/м<sup>2</sup>. По данным Ruess с соавторами (1996), в таежных лесах Аляски фитомасса живых тонких корней может варьировать от 300 до 830 г/м<sup>2</sup>.

Запас органического вещества корней ели и березы диаметром до 10 мм в подстилках исследованных фитоценозов крайне северной тайги составил 127–214 г/м<sup>2</sup>. Согласно имеющимся в литературе данным, запас ОВ корней деревьев (до 20 мм) в 10-сантиметровом слое почвы ельников северной тайги соответствует 192–975 г/м<sup>2</sup> (Верхоланцева, Бобкова, 1972). Масса подземных

органов растений травяно-кустарничкового яруса в подстилке исследованных нами фитоценозов составила 175–337 г/м<sup>2</sup>. При этом в подземной фитомассе ельника чернично-зеленомошного доминировали корни деревьев (55%), а ельника сфагнового и березняка долгомошного – корни трав (35–38%).

Концентрация углерода в ОВ корней зависела от жизненной формы растения и варьировала от 42,6 до 48,4% абсолютно сухого вещества. Запас углерода в подземной фитомассе, сосредоточенной в подстилке, составил в ельнике чернично-зеленомошном – 174, ельнике сфагновом – 226, березняке долгомошном – 146 г С/м<sup>2</sup>. Распределение запасов углерода в корнях деревьев, кустарничков и трав представлено на рисунке.

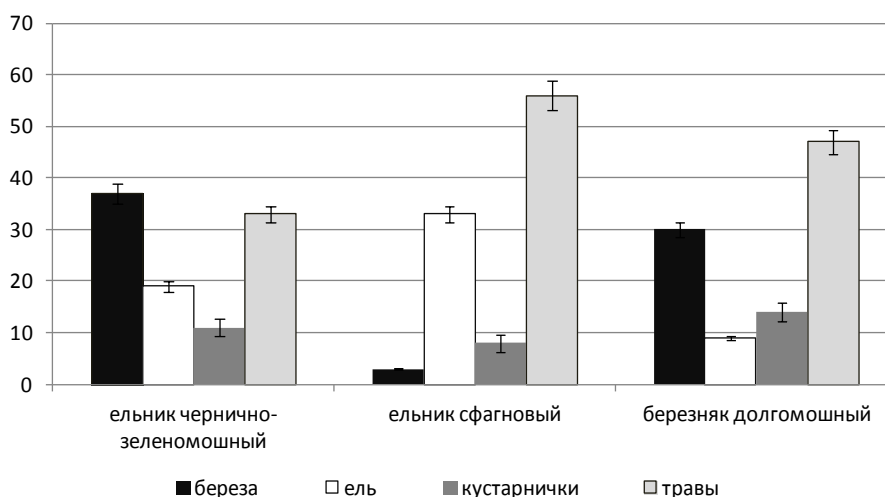


Рис. Запасы углерода в корнях деревьев (до 10 мм), кустарничков и трав, сосредоточенных в подстилке исследованных лесных фитоценозов, % от общего запаса углерода корней в лесной подстилке

Таким образом, в подстилке ельника чернично-зеленомошного более половины запаса углерода подземной фитомассы накапливается в корнях деревьев, а ельнике сфагновом и березняке долгомошном – в корнях трав и кустарничков.

*Работа выполнена при финансовой поддержке проекта ПРООН/ГЭФ Коми ООПТ № 00059042 «Укрепление системы особо охраняемых природных территорий Республики Коми в целях сохранения биоразнообразия первичных лесов в районе верховьев реки Печора» (2008–2016 гг.).*

#### Литература

Верхоланцева Л. А., Бобкова К. С. Влияние почвенных условий на корневые системы древесных пород в еловых насаждениях подзоны северной тайги. Сер. Препринтов «Научные доклады», Вып. 6. Сыктывкар, 1972. 56 с.

Грозовская И. С., Ханина Л. Г., Смирнов В. Э., Бобровский М. В., Романов М. С., Глухова Е. М. Биомасса напочвенного покрова в еловых лесах Костромской области // Лесоведение. 2015. № 1. С. 63–76.

Пристова Т. А., Загирова С. В., Манов А. В. Оценка биомассы напочвенного покрова и подстилки в еловых и березовых фитоценозах на приполярном Урале // Растительные ресурсы. 2016. Вып. 2. С. 282–294.

Родин Л. Е., Ремезов Н. П., Базилевич Н. И. Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах. Л.; Наука, 1968. 145 с.

Kurtz W. A., Beukema S. J., Apps M. J. Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector // Can J. For. Res. 1996. 26. P. 1973–1979.

Ruess R. W., K. Van Cleve, Yarie J., Viereck Z. V. Contributions of fine root production and turnover to the carbon and nitrogen cycling in taiga forests of the Alaskan interior // Can. J. For. Res., V. 28. 1996. P. 1326–1336.

## ОТНОСИТЕЛЬНОЕ ЖИЗНЕННОЕ СОСТОЯНИЕ НАСАЖДЕНИЙ ИВЫ БЕЛОЙ (*SALIX ALBA* L.) В УСЛОВИЯХ УФИМСКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ЦЕНТРА

*Р. Ш. Ахмадуллин*<sup>1</sup>, *Г. А. Зайцев*<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Управление Росприроднадзора по Республике Башкортостан,  
rust\_a@mail.ru*

<sup>2</sup> *Уфимский Институт биологии РАН, forestry@mail.ru*

Пойменные леса выполняют очень важные средозащитные функции. В условиях нефтехимического загрязнения роль пойменных лесов в защите окружающей среды возрастает. На данный момент не до конца изучены эколого-биологические характеристики видов древесных растений, произрастающих в пойменных условиях. Ива белая широко представлена в пойменных лесах, так же часто встречается в городских лесах в пойменной зоне. Устойчивость и адаптация ивы белой к всевозможным промышленным загрязнениям слабо изучена.

С целью изучения эколого-биологических особенностей и адаптивных реакций ивы белой (*Salix alba* L.) на действие загрязнения была проведена оценка относительного жизненного состояния насаждений ивы в условиях Уфимского промышленного центра. Территория была поделена на три зоны: зона относительного контроля (южная часть города, пойма р.Дема), средняя зона загрязнения (центральная часть города, пойма р.Белая), зона сильного загрязнения (северная промышленная часть города, пойма р.Белая). В каждой зоне были заложены постоянные и временные пробные площади.

Закладку и описание пробных площадей проводили по стандартным методикам (Сукачев, 1966; Методы изучения..., 2002; Titus, 2004). Оценка относительно жизненного состояния насаждений проводилась по стандартной методике (Алексеев, 1989, 1990; Бебия, 2000). Оценивалось относительное жизненное состояние каждого отдельного дерева с последующим выведением жизненного состояния всего насаждения по пяти категориям: здоровое, ослабленное, сильно ослабленное, усыхающее и полностью разрушенное по формуле:

$$L_N = \frac{100 \cdot n_1 + 70 \cdot n_2 + 40 \cdot n_3 + 5 \cdot n_4}{N}$$

где  $L_N$  – относительное жизненное состояние насаждения;

$n_1$  – число здоровых деревьев на пробной площади;

$n_2, n_3, n_4$  – то же для ослабленных, сильно ослабленных и отмирающих деревьев соответственно.

100, 70, 40, 5 – коэффициенты, выражающие (в процентах) относительное жизненное состояние здоровых, ослабленных, сильно ослабленных и отмирающих деревьев соответственно.

$N$  – общее число деревьев на пробной площади (включая сухостой).

Оценка жизненного состояния (ОЖС) ивы белой в условиях промышленного загрязнения Уфимского промышленного центра позволила сделать вывод, что в условиях промышленного загрязнения ОЖС насаждения ивы белой оценивается как «здоровое». При этом следует отметить, что в условиях загрязнения ОЖС составляет 100% (табл.).

Таблица

**Жизненное состояние древостоев ивы белой (*Salix alba* L.)  
Уфимского промышленного центра**

Густота кроны, % от нормы	Наличие мертвых сучьев, %	Степень повреждения листьев, %	Индекс ОЖС ( $L_n$ ), %
Зона сильного загрязнения			
90–100	0	5	100
Средняя зона загрязнения			
80–100	5	5	82,4
Относительный контроль			
50	60-70	5	55,2

Древостои ивы в зоне сильного загрязнения характеризуются как «здоровые» (индекс ОЖС  $L_n=100\%$ ). Здоровых деревьев ивы белой в насаждениях 100%. Ослабленных, сильно ослабленных, отмирающих, сухостоев не обнаружено. Видимых повреждений на листьях и побегах растений не обнаружено, кроме того, хорошая очищаемость стволов от мертвых сучьев и высокая густота кроны подтверждает статус «здорового» насаждения.

Древостои ивы в зоне среднего загрязнения оцениваются как «здоровые» (индекс ОЖС  $L_n=82,4\%$ ). Здоровых деревьев ивы белой в насаждении составляет 77%, доля ослабленных деревьев – 3%, доля сильно ослабленных деревьев – 7%, доля отмирающих 3%, и сухостоя 10%. Деревья имеют хорошо сформированную крону, но хуже, нежели в зоне сильного загрязнения.

Древостои ивы в относительном контроле оцениваются как «ослабленные» (индекс ОЖС  $L_n=55,2\%$ ). Основные диагностические признаки ухудшения состояния древостоев: большое количество суховершинных деревьев (24 дерева из общего количества) в результате чего густота кроны снижается в среднем до 50% и ниже (максимально до 10%). В верхней части кроны обнаруживается до 60-70% мертвых сучьев. Повреждение листьев не превышает 5%. Доля здоровых деревьев ивы белой в древостое составляет 28%, доля ослабленных – 20%, доля сильно ослабленных – 30%, доля отмирающих – 22%.

Среди всех исследованных параметров наименьшим коэффициентом вариации характеризуется степень повреждения листьев, а наибольшим наличие на стволе мертвых сучьев. При этом прослеживается тенденция к увели-

чению данного параметра с уменьшением степени загрязнения для такого диагностического признака, как наличие на стволе мертвых сучьев, так же прослеживается тенденция увеличения густоты кроны с увеличением загрязнения.

Таким образом, наличие на стволе мертвых сучьев уменьшается при усилении загрязнения. Густота кроны увеличивается при усилении промышленного загрязнения. Повреждение листьев различными агентами во всех зонах не превышает 5%.

В качестве заключения следует отметить, что древостои ивы белой в условиях Уфимского промышленного центра характеризуются как «здоровые». В условиях интенсивного нефтехимического загрязнения не происходит гибели древостоев. Наблюдается улучшение жизненного состояния древостоев при усилении загрязнения. Наиболее чувствительными к загрязнению диагностическими признаками являются наличие на стволе мертвых сучьев и густота кроны, наименее чувствительным является повреждение листьев. Данное обстоятельство является очень важным в плане оценки возможности использования ивы белой в создании санитарно-защитных насаждений.

#### Литература

Алексеев В. А. Диагностика жизненного состояния деревьев и древостоев // Лесоведение, 1989. № 4. С. 51–57.

Алексеев В. А. Некоторые вопросы диагностики и классификации поврежденных загрязнением лесных экосистем // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л.: Наука, 1990. С. 38–54.

Бебия С. М. Дифференциация деревьев в лесу, их классификация и определение жизненного состояния древостоев // Лесоведение. М., 2000. № 4. С. 35–43.

Методы изучения лесных сообществ. СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. 240 с.

Сукачев В. Н. Программа и методика биогеоценологических исследований. М.: Наука, 1966. 333 с.

Titus S. J. Manual of forest measurements and sampling. Course prospectus and session PowerPoint slides. Department of renewable resources. University of Alberta, 2004. 488 p.

### **ОСОБЕННОСТИ РОСТА ПОБЕГОВ ДУБА ЧЕРЕШЧАТОГО (*QUERCUS ROBUR* L.) В УСЛОВИЯХ ЛИПЕЦКОЙ ОБЛАСТИ**

***Н. А. Афанасов<sup>1</sup>, О. А. Дубровина<sup>1</sup>, Р. И. Шайнуров<sup>1</sup>, Г. А. Зайцев<sup>2</sup>***

<sup>1</sup> *Елецкий государственный университет им. И. А. Бунина,*

<sup>2</sup> *Уфимский Институт биологии РАН, forestry@mail.ru*

Липецкая область характеризуется высоким уровнем загрязнения, при этом основной объем выбросов от стационарных источников приходится на Новолипецкий металлургический комбинат (80% от стационарных источников). Общая площадь лесного фонда области составляет всего 7,6% от территории области, на долю насаждений естественного происхождения приходится 53,8%. Древесные растения в урбанизированной среде выполняют роль фитофильтра, очищая атмосферный воздух от промышленных токсикантов. Влияние промышленного загрязнения на древесные растения проявляется,

прежде всего, в изменении строения надземной фитомассы (Кулагин, 1974; Николаевский, 1979; Ярмишко, 1997). Реакция побегов на действие промышленного загрязнения не всегда однозначная. Так, в условиях нефтехимического загрязнения не отмечается значительного влияния токсикантов на рост побегов дуба черешчатого (Зиятдинова и др., 2012).

С целью изучения эколого-биологических особенностей и адаптивных реакций дуба черешчатого (*Quercus robur* L.) на действие промышленного загрязнения были изучены особенности динамики роста его побегов в условиях Липецкой области. Исследования проводились в пределах двух крупных промышленных центров – Липецкого и Елецкого.

Пробные площади в одновозрастных насаждениях дуба (возраст более 40 лет) были заложены на территории двух лесничеств: Грязинского и Елецкого. Пробные площади на территории Грязинского лесничества располагались в непосредственной близости от Новолипецкого металлургического комбината (НЛМК) (район агломерационной фабрики), в качестве относительного контроля были заложены пробные площади в 17 км к юго-востоку от НЛМК (окрестности села Красная Дубрава). На территории Елецкого лесничества пробные площади закладывались в парке 40-летия Октября, который располагается в непосредственной близости от трассы Р-119 Орел-Тамбов, которая ранее являлась участком федеральной трассы М-4 «Дон» (в настоящее время – бесплатный дублер трассы М-4). В качестве относительного контроля были заложены пробные площади в 18,5 км к западу от Елецкого промышленного центра (окрестности села Афанасьевое). Пробные площади закладывались по стандартным методикам (Сукачев, 1966; Методы..., 2002). Измерения роста побегов проводили в вегетационной динамике (с мая по август) по стандартной методике (Клейн, Клейн, 1974). Длина побегов определялась с помощью цифрового штангенциркуля серии ШЦЦ-I 1 класса точности (Калиброн, Россия) с точностью до 0,01 мм.

Исследования показали (рис. 1), что побеги дуба в условиях Липецкого промышленного центра за вегетационный период растут достаточно интенсивно. Они увеличиваются в контроле в среднем на 135,87 мм, в условиях загрязнения на 90,60 мм.

В условиях загрязнения в Липецком промышленном центре длина побегов в мае практически одинакова (загрязнение – 47,91 мм, контроль – 49,65 мм), однако в следующие месяцы отмечается отставание роста побегов дуба по сравнению с контролем.

В условиях Елецкого промышленного центра (рис. 2) динамика роста побегов дуба выше, чем в Липецком, за вегетационный период побеги достигают длины 124,80 мм в условиях загрязнения и 148,44 мм в условиях контроля.

В условиях загрязнения в Елецком промышленном центре длина побегов в мае практически одинакова (загрязнение – 73,46 мм, контроль – 77,25 мм), однако в следующие месяцы отмечается отставание роста побегов дуба по сравнению с контролем.



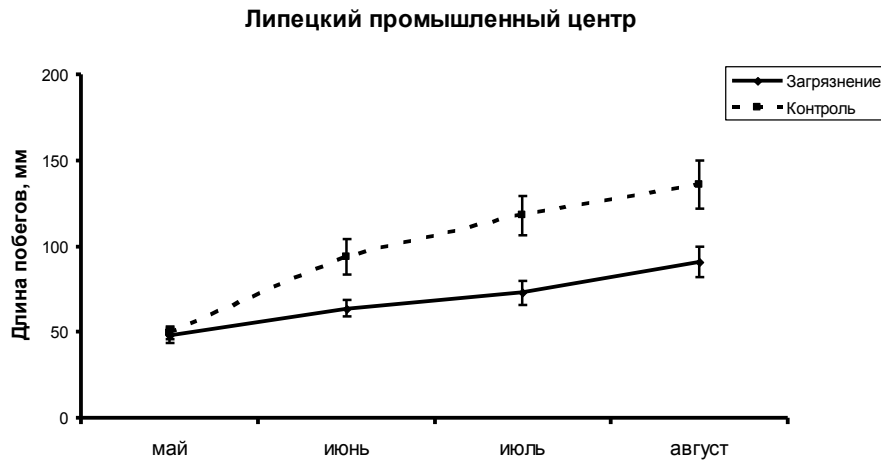


Рис. 1. Длина однолетних побегов дуба черешчатого (*Quercus robur* L.) в условиях Липецкого промышленного центра

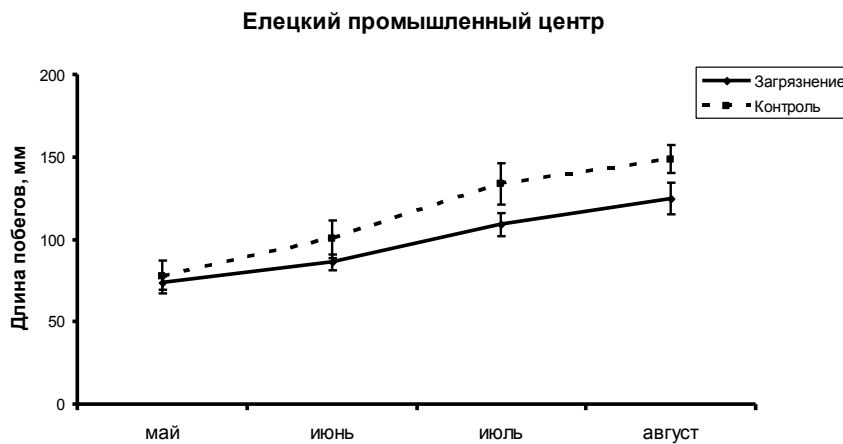


Рис. 2. Длина однолетних побегов дуба черешчатого (*Quercus robur* L.) в условиях Елецкого промышленного центра

Анализируя полученные результаты, следует отметить, что в условиях промышленного загрязнения Липецкой области отмечаются изменения в скорости роста побегов дуба. Это проявляется в снижении длины побегов в условиях загрязнения по сравнению с контролем, однако значительного отставания в скорости роста побегов не отмечается. В заключении следует отметить, что отмеченные различия в вегетационной динамике роста побегов дуба черешчатого можно рассматривать в качестве адаптивной реакции данного вида на действия промышленного загрязнения, направленной на обеспечение устойчивого роста и развития в данных экстремальных лесорастительных условиях.

*Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант № 16-44-480262).*

### Литература

Зиятдинова К. З., Уразгильдин Р. В., Денисова А. В. Морфология листьев и побегов дуба черешчатого (*Quercus robur* L.) в условиях загрязнения окружающей среды (на примере Уфимского промышленного центра) // Известия Самарского научного центра РАН. 2012. Т. 14. № 1–6. С. 1466–1469.

Клейн Р. М., Клейн Д. Т. Методы исследования растений. М.: Колос, 1974. 527 с.

Кулагин Ю. З. Древесные растения и промышленная среда. М.: Наука, 1974. 125 с.

Методы изучения лесных сообществ. СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. 240 с.

Николаевский В. С. Биологические основы газоустойчивости растений. Новосибирск: Наука, 1979. 280 с.

Сукачев В. Н. Программа и методика биогеоценологических исследований. М.: Наука, 1966. 333 с.

Ярмишко В. Т. Сосна обыкновенная и атмосферное загрязнение на Европейском Севере. СПб.: Изд-во НИИХ СПбГУ, 1997. 210 с.

## СОДЕРЖАНИЕ СВИНЦА В ОРГАНАХ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) В УСЛОВИЯХ ЛИПЕЦКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ЦЕНТРА

О. А. Дубровина<sup>1</sup>, Г. А. Зайцев<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Елецкий государственный университет им. И. А. Бунина,

<sup>2</sup> Уфимский Институт биологии РАН, forestry@mail.ru

Техногенное загрязнение окружающей среды выбросами нефтехимической промышленности отрицательно сказывается на всех без исключения компонентах биосферы. Бурное развитие промышленных центров приводит к увеличению загрязнения окружающей среды. Лесные экосистемы, произрастающие вблизи промышленных объектов, подвергаются действию промышленных загрязнителей, что является причиной их угнетения, снижения их производительности и отмирания (Барткявичус, 1984). В условиях промышленного загрязнения насаждения древесных растений способны выполнять роль фитофильтра, очищая воздух от экссудатов путем механического осаждения твердых частиц, частичного поглощения и детоксикации токсикантов (Кулагин, 1974; Илькун, 1978; Smith, 1981).

С целью изучения эколого-биологических особенностей и адаптивных реакций сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) на действие промышленного загрязнения были изучены особенности накопления свинца в органах сосны в условиях Липецкого промышленного центра.

На территории Липецкого промышленного центра (Грязинское лесничество) пробные площади располагались в непосредственной близости от Новолипецкого металлургического комбината (НЛМК) (район агломерационной фабрики) и Липецкой ТЭЦ-2, в качестве относительного контроля были заложены пробные площади в 17,5 км к северу от НЛМК (окрестности с. Капитаншино). Все пробные площади располагались в культурах сосны обыкновенной (возраст 40 и более лет). Закладка и описание пробных площадей проводились по методике В. Н. Сукачева (1966).

Для изучения особенностей накопления свинца в органах сосны каждый месяц в течение вегетационного периода (май-август) отбирали одно-, двух- и трехлетнюю хвою, одно-, двух- и трехлетние побеги, кора, корни, а так же образцы подстилки и почвы. Содержание свинца определяли методом атомно-абсорбционной спектрометрии (Пупышев, 2009) на атомно-абсорбционном спектрометре «СПЕКТР-5» (Союзцветметавтоматика, Россия).

Исследования показали, что содержание свинца в течение вегетационного периода во всех органах сосны выше в условиях загрязнения (табл.).

Таблица

**Содержание свинца во всех органах сосны  
в течение вегетационного периода**

Хвоя сосны	Содержание Pb в условиях загрязнения, мг/кг				Содержание Pb в условиях контроля, мг/кг			
	май	июнь	июль	август	май	июнь	июль	август
Хвоя								
Однолетняя	2,700	2,725	2,355	2,750	0,137	0,352	0,381	0,813
Двухлетняя	2,319	2,381	2,411	2,488	0,154	0,231	0,388	0,500
Трехлетняя	1,919	1,956	1,050	1,438	0,188	0,375	0,475	0,493
Побеги								
Однолетние	2,838	2,444	2,564	2,688	0,157	0,438	0,400	0,888
Двухлетние	2,813	2,395	2,725	2,613	0,825	0,688	0,469	0,775
Трехлетние	1,913	2,775	2,950	2,863	0,225	1,812	0,588	0,825
Кора	1,700	1,400	1,869	1,963	0,263	0,413	0,500	0,663
Корни	1,100	0,963	1,000	1,725	0,525	0,487	0,438	0,400
Подстилка	3,913	7,262	3,012	3,869	0,713	2,675	1,912	1,487
Почва	3,160	3,230	3,323	4,750	0,770	1,090	1,355	2,100

Установлено, что накопление свинца в органах сосны в условиях загрязнения находится в следующем ряду:

май: корни < кора < побеги (3 г.) < хвоя (3 г.) < хвоя (2 г.) < хвоя (1 г.) < побеги (2 г.) < побеги (1 г.) < почва < подстилка;

июнь: корни < кора < хвоя (3 г.) < хвоя (2 г.) < побеги (2 г.) < побеги (1 г.) < хвоя (1 г.) < побеги (3 г.) < почва < подстилка;

июль: корни < хвоя (3 г.) < кора < хвоя (1 г.) < хвоя (2 г.) < побеги (1 г.) < побеги (2 г.) < побеги (3 г.) < подстилка < почва;

август: хвоя < (3 г.) < корни < кора < хвоя (2 г.) < побеги (2 г.) < побеги (1 г.) < хвоя (1 г.) < побеги (3 г.) < подстилка < почва.

Накопление свинца в органах сосны в условиях контроля находится в следующем ряду:

май: хвоя (1 г.) < хвоя (2 г.) < побеги (1 г.) < хвоя (3 г.) < побеги (3 г.) < кора < корни < подстилка < почвы < побеги (2 г.);

июнь: хвоя (2 г.) < хвоя (1 г.) < хвоя (3 г.) < кора < побеги (1 г.) < корни < побеги (2 г.) < почва < побеги (3 г.) < подстилка;

июль: хвоя (1 г.) < хвоя (2 г.) < побеги (1 г.) < корни < побеги (2 г.) < хвоя (3 г.) < кора < побеги (3 г.) < почва < подстилка;

август: корни < хвоя (3 г.) < хвоя (2 г.) < кора < побеги (2 г.) < хвоя (1 г.) < побеги (3 г.) < побеги (1 г.) < подстилка < почва.

Анализируя результаты исследований, следует отметить, что в условиях загрязнения накапливается значительное количество свинца в органах сосны обыкновенной. Больше всего в условиях загрязнения и в контроле накапливают побеги (всех возрастов), при этом максимальное количество свинца отмечается в почве и в подстилке. При этом, несмотря на высокое содержание свинца в органах сосны в условиях загрязнения не отмечается значительного снижения жизненного состояния сосновых насаждений, не отмечается значительного отставания в росте хвои (как по длине, так и по массе) и побегов в течение вегетационного периода (Дубровина, Зайцев, 2015). Таким образом, сосна обыкновенная в условиях загрязнения в пределах Липецкого промышленного центра способна аккумулировать и депонировать значительное количество свинца, тем самым выводя его из круговорота и тем самым улучшая экологическое состояние города, выполняя роль фитофильтра.

### Литература

Барткавичюс Э. Л. Изменение радиального прироста сосновых древостоев в условиях локального загрязнения окружающей среды // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Пушино, 1984. С. 19–21.

Дубровина О. А., Зайцев Г. А. Характеристика насаждений сосны обыкновенной, произрастающей в условиях Липецкого промышленного центра // Вестник Оренбургского государственного университета. 2015. № 10 (185). С. 10–13.

Илькун Г. М. Загрязнители атмосферы и растения. Киев: Наукова думка, 1978. 246 с.

Кулагин Ю. З. Древесные растения и промышленная среда. М.: Наука, 1974. 125 с.

Пупышев А. А. Атомно-абсорбционный спектральный анализ. М.: Техносфера, 2009. 784 с.

Сукачев В. Н. Программа и методика биогеоэкологических исследований. М.: Наука, 1966. 333 с.

Smith W. H. Air pollution and forest. Interaction between air contaminants and forest ecosystems. New York et al., Springer, 1981. 379 p.

## ОСОБЕННОСТИ РОСТА ПОБЕГОВ БЕРЕЗЫ ПОВИСЛОЙ (*BETULA PENDULA* ROTH) В УСЛОВИЯХ ЛИПЕЦКОЙ ОБЛАСТИ

*К. В. Логвинов<sup>1</sup>, А. Н. Чабан<sup>1</sup>, О. А. Дубровина<sup>1</sup>, Г. А. Зайцев<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Елецкий государственный университет им. И. А. Бунина*

<sup>2</sup> *Уфимский Институт биологии РАН, forestry@mail.ru*

Липецкая область характеризуется низкой лесистостью, общая площадь лесного фонда составляет всего 7,6% от территории области, на долю насаждений естественного происхождения приходится 53,8%. Крупнейшими городами области являются Липецк (509,1 тыс. жителей) и Елец (107 тыс. жителей). На территории города Липецка располагается один из крупнейших комбинатов черной металлургии России ПАО «Новолипецкий металлургический

комбинат» (НЛМК), на долю которого приходится более 80% всех выбросов в атмосферу от стационарных источников Липецкой области. По состоянию на 2015 г. объем выбросов от НЛМК составил 276,4 тыс. т и предприятие занимает 4 место во Всероссийском перечне предприятий с наибольшим объемом выбросов от стационарных источников (Доклад..., 2016 г.). В атмосферу Елецкого промышленного центра в 2015 г. от стационарных источников поступило 6,217 тыс. т промышленных выбросов. В структуре промышленных выбросов в атмосферу, поступающих от предприятий Липецкой области, ведущая роль принадлежит СО (67%), твердым частицам (7%) и NO<sub>x</sub> (5%).

С целью изучения эколого-биологических особенностей и адаптивных реакций березы повислой (*Betula pendula* Roth) на действие промышленного загрязнения были изучены особенности динамики роста побегов в условиях Липецкой области. Исследования проводились в пределах двух крупных промышленных центров – Липецкого и Елецкого.

Пробные площади в одновозрастных насаждениях березы (возраст более 40 лет) были заложены на территории двух лесничеств: Грязинского и Елецкого. Пробные площади на территории Грязинского лесничества располагались в непосредственной близости от НЛМК, в качестве относительного контроля были заложены пробные площади в 17 км к юго-востоку от НЛМК (окрестности села Красная Дубрава). На территории Елецкого лесничества пробные площади закладывались в парке 40-летия Октября, который располагается в непосредственной близости от трассы Р-119 Орел-Тамбов, которая ранее являлась участком федеральной трассы М-4 «Дон» (в настоящее время – бесплатный дублер трассы М-4), в качестве относительного контроля были заложены пробные площади в 18,5 км к западу от Елецкого промышленного центра (окрестности села Афанасьево). Пробные площади закладывались по стандартным методикам (Сукачев, 1966; Методы..., 2002; Titus, 2004). Измерения роста побегов проводили в вегетационной динамике (с мая по август) по стандартной методике (Клейн, Клейн, 1974). Длина побегов определялась с помощью цифрового штангенциркуля серии ШЦЦ-I 1 класса точности (Калиброн, Россия) с точностью до 0,01 мм.

Исследования показали (рис. 1), что побеги березы в условиях Липецкого промышленного центра за вегетационный период растут достаточно интенсивно. Они увеличиваются в контроле в среднем на 240,01 мм, в условиях загрязнения на 171,36 мм. В условиях загрязнения в Липецком промышленном центре в мае отмечается отставание в росте побегов березы (загрязнение – 21,64 мм, контроль – 42,43 мм), однако в июне и июле длина побегов практически одинакова (различия между загрязнением и контролем не достоверны). Но в августе в условиях загрязнения отмечается замедление ростов побегов и их длина меньше, чем в контроле.

### Липецкий промышленный центр

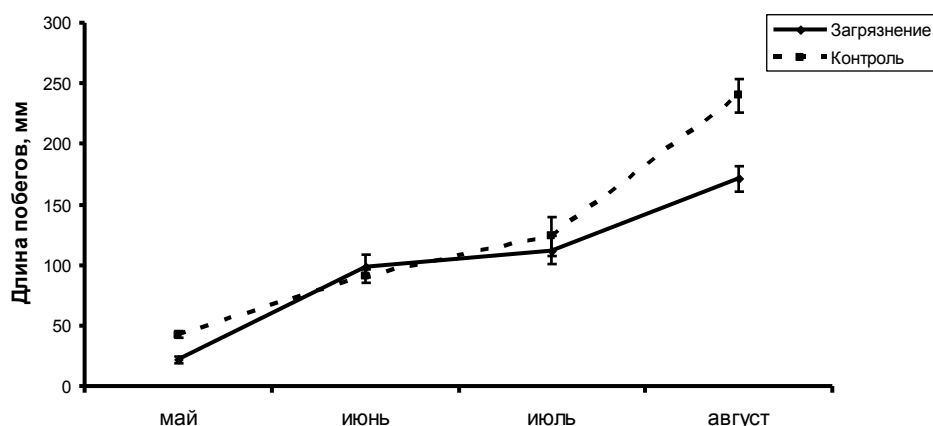


Рис. 1. Длина однолетних побегов березы повислой (*Betula pendula* Roth) в условиях Липецкого промышленного центра

В условиях Елецкого промышленного центра (рис. 2) динамика роста побегов березы ниже, чем в Липецком, за вегетационный период побеги достигают длины 139,02 мм в условиях загрязнения и 194,39 мм в условиях контроля. В условиях загрязнения в Елецком промышленном центре длина побегов в течение всего вегетационного периода ниже по сравнению с контролем (за исключением июля, когда различия не достоверны).

### Елецкий промышленный центр

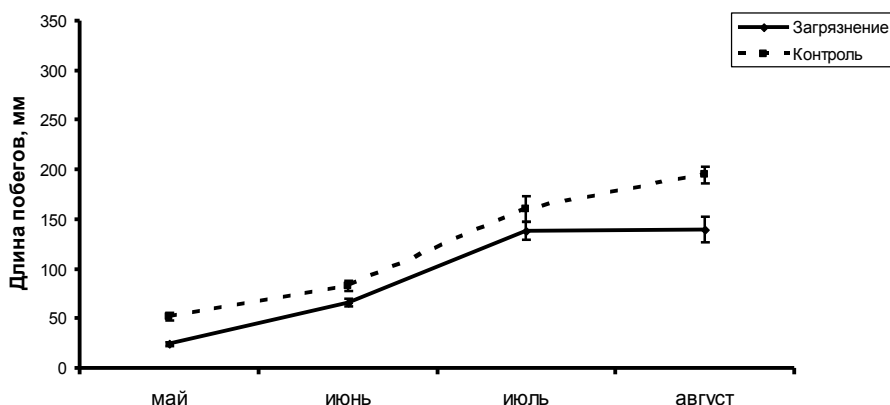


Рис. 2. Длина однолетних побегов березы повислой (*Betula pendula* Roth) в условиях Елецкого промышленного центра

Анализируя полученные результаты, следует отметить, что в условиях промышленного загрязнения Липецкой области отмечаются изменения в скорости роста побегов березы. Это проявляется в снижении длины побегов в условиях загрязнения по сравнению с контролем, однако значительного отставания в скорости роста побегов не отмечается. В заключении следует отметить, что отмеченные различия в вегетационной динамике роста побегов березы повислой можно рассматривать в качестве адаптивной реакции данного вида на действия промышленного загрязнения, направленной на обеспече-

ние устойчивого роста и развития в данных экстремальных лесорастительных условиях.

*Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант № 16-44-480262).*

#### Литература

Доклад «Состояние и охрана окружающей среды Липецкой области в 2015 году». Липецк, 2016. 260 с.

Клейн Р. М., Клейн Д. Т. Методы исследования растений. М.: Колос, 1974. 527 с.

Методы изучения лесных сообществ. СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. 240 с.

Сукачев В. Н. Программа и методика биогеоценологических исследований. М.: Наука, 1966. 333 с.

Titus S. J. Manual of Forest Measurements and Sampling. Department of Renewable Resources, University of Alberta, 2004. 488 p.

### **ИЗМЕНЕНИЕ СОСТОЯНИЯ ХВОИ *PINUS SYLVESTRIS* В СОСНЯКАХ ЛИШАЙНИКОВЫХ В ЗОНЕ ДЕЙСТВИЯ КРУПНОГО ЦЕЛЛЮЛОЗНО-БУМАЖНОГО КОМБИНАТА**

***С. Н. Плюснина, В. В. Тужилкина***

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, pljusnina@komisc.ru*

Известно, что хвойные растения вследствие многолетнего существования фотосинтезирующих органов более подвержены негативному воздействию воздушных поллютантов, чем лиственные породы. При этом сосна лидирует в ряду хвойных пород по чувствительности к загрязнению (Антипов, 1979) и значительно повреждается в лишайниковых типах леса (Торлопова, Робакидзе, 2003).

С целью оценки состояния древостоев в зоне действия Сыктывкарского лесопромышленного комплекса (СЛПК) проводятся исследования структуры и пигментного аппарата хвои сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) с 1994 г. и по настоящее время. Основными загрязнителями комбината в период 1998–2000 гг. являлись оксиды азота и углерода, сернистый ангидрид, неорганическая пыль, примеси в виде хлора и двуокиси хлора. В этот период СЛПК выбрасывал в атмосферу 24–30 тыс. т/год пылевых и газообразных веществ (Государственный доклад..., 2000). За последние годы отмечена тенденция снижения фоновых концентраций сернистого ангидрида и сероводорода на территории г. Сыктывкар в связи с модернизацией очистных сооружений на СЛПК. В 2006 г. на предприятии внедрена система бесхлорной отбелики целлюлозы. В настоящее время суммарное количество выбросов колеблется от 10 до 17 тыс. т/год, что почти в 2–3 раза ниже, чем в 1998–2000 гг. (Государственный доклад ..., 2012).

Исследования проводили в сосняках лишайниковых на пробных площадях (ПП), заложенных для проведения локального мониторинга состояния лесов в зоне аэротехногенного воздействия Сыктывкарского лесопромыш-

ленного комплекса (Торлопова, Робакидзе, 2003). ПП расположены в зонах с умеренной (11 км от СЛПК) и сильной (7,3 км от СЛПК) техногенной нагрузкой. Фоновый участок находится в 56 км от СЛПК на территории Ляльского лесоэкологического стационара Института биологии Коми НЦ УрО РАН.

Ранее было показано (Тужилкина и др., 1998), что длина хвои в сосняке лишайниковом на загрязненной территории достоверно не отличалась от длины хвои на фоновой территории, а площадь ее поперечного сечения была на 10–20% меньше, чем в контроле. В зоне загрязнения клетки мезофилла характеризовались повышенной осмиофильностью, а хлоропласты низким содержанием крахмала и высокой электронной плотностью стромы, что не позволяло детально рассмотреть тилакоидную систему. Поллютанты способствовали снижению суммарного количества хлорофиллов и каротиноидов в хвое сосны по сравнению с контролем. Изменения в пигментном комплексе под влиянием загрязнения происходили главным образом за счет снижения содержания хлорофилла *b*.

В настоящее время хвоя в исследуемых сосняках, расположенных в районе действия СЛПК, в 1,3–1,5 раза короче, а площадь ее поперечного сечения на 40% меньше, чем у хвои с фонового участка. Согласно полученным данным в хвое на загрязненных территориях уменьшается число смоляных каналов и их диаметр, по сравнению с контролем, парциальный объем на поперечном срезе хвои при этом не изменяется. В клетках мезофилла отмечено снижение до 1,5 раз числа митохондрий и повышение до 1,5 раз числа хлоропластов (табл.), парциальный объем крахмала в которых значительно больше, чем в хвое с ненарушенной территории. Осмиофильность клеток мезофилла и оптическая плотность стромы хлоропластов близки к контролю, мембранная структура пластид просматривается хорошо. Достоверных различий между общим содержанием пигментов и распределением хлорофилла по фотосинтетическим пулам в хвое сосны в зоне загрязнения и на фоновом участке не отмечено, что обусловлено значительным сокращением объемов промышленных выбросов СЛПК.

Таблица

**Характеристика клеток мезофилла однолетней хвои сосны обыкновенной в сосняках лишайниковых в зоне действия СЛПК**

Параметры	Расстояние от СЛПК, км		
	56	11	7,3
Число митохондрий на срез клетки	33,5±8,7	24,9±7,3	17,8±3,6
Число хлоропластов на срез клетки	10,7±2,5	15,6±3,7	14,2±2,1
Число гран на срез хлоропласта	47,7±9,8	34,1±9,7	33,3±9,5
Число тилакоидов в грани	5,4±1,1	5,3±2,0	6,5±1,8
Доля хлоропластов с крахмалом, %	58,7±13,2	81,0±12,1	90,9±9,0
Парциальный объем крахмального зерна в хлоропласте, %	14,1±4,9	62,4±19,4	62,0±8,2



Таким образом, мониторинг фотосинтетического аппарата *Pinus sylvestris* в лишайниковых типах леса показал, что при снижении техногенной нагрузки произошли изменения на структурном и физиологическом уровнях, свидетельствующие об улучшении состояния хвои в зоне действия СЛПК.

#### Литература

Антипов В. Г. Устойчивость древесных растений к промышленным газам. Минск, 1979. 215 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Коми. Сыктывкар, 2000.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Коми. Сыктывкар, 2012.

Торлопова Н. В., Робакидзе Е. А. Влияние поллютантов на хвойные фитоценозы (на примере Сыктывкарского лесопромышленного комплекса). Екатеринбург, 2003. 147 с.

Тужилкина В. В., Ладанова Н. В., Плюснина С. Н. Влияние техногенного загрязнения на фотосинтетический аппарат сосны // Экология, 1998. № 2. С. 89–93.

### РОССИЙСКИЕ СОВРЕМЕННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ В РЕШЕНИИ ПРОБЛЕМ БЕЗОПАСНОГО УНИЧТОЖЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ

*Т. Я. Ашихмина*

*Вятский государственный университет,  
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Более 25 стран мира разрабатывали и хранили химическое оружие на своих территориях. На долю России приходилось около 40% мировых запасов химического оружия. В 1993 г. Генеральной Ассамблеей ООН была принята Конвенция о запрещении разработки, производства, накопления и применения химического оружия и о его уничтожении. Конвенция была подписана 130 странами. Россия подписала Конвенцию 13 января 1993 года, ратифицировала 5 ноября 1997 г и вошла в число полноправных её участников. В 1996 году Правительством России была принята Федеральная целевая программа «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации», которая приобрела статус Президентской программы, а в 1997 году был принят Федеральный закон «Об уничтожении химического оружия». К тому времени в шести регионах Российской Федерации (Республика Удмуртия, Брянская, Курганская, Саратовская, Пензенская и Кировская области) на 7 объектах десятки лет хранились запасы боевого химического оружия: иприт, люизит, двойные иприт-люизитные смеси, зоман, зарин, V<sub>x</sub>. Общий запас фосфор-, сера-, мышьякорганических отравляющих веществ на российских арсеналах составлял около 40 тыс.т.

В рамках реализации Федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации» было построено семь современных предприятий для утилизации супертоксикантов боевых отравляющих веществ. Первый объект был построен и вступил в действие в 2002 г.

в г. Горный Саратовской области, затем были введены в действие объекты «Камбарка» в Удмуртской республике (2005 г.), «Марадыковский» в Кировской области (2006 г.), «Леонидовка» в Пензенской области (2008 г.), Щучье Курганской области (2009 г.), «Почеп» Брянской области (2010 г.). В декабре 2013 г. был построен и начал функционирование седьмой последний объект по уничтожению химического оружия «Кизнер» Удмуртской Республики. На каждом из них были созданы высокотехнологичные производственные мощности, с высокой степенью автоматизации и компьютеризации, с самыми современными очистными сооружениями. Способов уничтожения ХО в мире предложено множество, поскольку этой проблемой занимаются практически все государства, имеющие в своём арсенале этот вид оружия – Великобритания, Германия, Россия, США, Франция, Япония и др. Российская наука внесла значительный вклад в решении проблемы уничтожения запасов химического оружия. Было предложено большое количество различных технологий утилизации сильнодействующих отравляющих веществ. При отборе технологий главный приоритет отводился безопасному уничтожению высокотоксичных супертоксиантов для человека, окружающей среды. В соответствии с этим в основе российских технологий был принят принцип химической деструкции отравляющего вещества при непосредственном взаимодействии его с дегазирующим реагентом. Для уничтожения фосфорорганических отравляющих веществ была принята двухстадийная технология. На первом этапе происходит детоксикация отравляющего вещества, достоинством этого процесса является то, что ОВ теряет свои токсические свойства и перестаёт относиться к химическому оружию уже после первой стадии. На втором этапе проводится переработка реакционных масс. Образующиеся реакционные массы подлежат переработке с целью понижения их токсичности с последующим захоронением отходов на специальных полигонах.

Уникальной следует считать технологию детоксикации ОВ типа  $V_x$  непосредственно в корпусах авиационных боеприпасов методом гидролитического разложения дегазирующим веществом рецептуры РД.

К особо важным достижениям отечественной науки в области химического разоружения следует отнести создание промышленной технологии уничтожения боеприпасов сложной конструкции. Наиболее опасные стадии (извлечение отравляющего вещества и окончательное уничтожение боеприпасов сложной конструкции в камере подрыва) полностью автоматизированы и выполнены без участия человека. Прочность камеры расснаряжения и камеры подрыва рассчитаны с 10-кратным запасом. Одновременно в такой камере может находиться только один боеприпас, что обеспечивает полную безопасность персонала.

Научные разработки в области создания надёжных и достоверных систем производственного (объектового) и государственного экологического контроля и мониторинга обеспечивали контроль безопасности всех проводимых работ на российских объектах. С этой целью разработано и откорректировано ряд методик по определению специфических загрязняющих веществ:

иприта, люизита, зарина, зомана, ОВ типа V<sub>x</sub>, продуктов их деструкции, соединений мышьяка, метилфосфоновой кислоты, общего фосфора и др. Разработаны и внедрены новые методики токсикологического анализа.

Прошло ровно 20 лет с момента принятия Федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации» за этот период на 6 объектах полностью завершены работы по уничтожению химического оружия, действующим на сегодня остаётся один объект «Кизнер» в Удмуртской Республике. Все эти объекты отработали в штатном безаварийном технологическом и производственном режиме.

После завершения работ по уничтожению химического оружия на объектах наступает очень ответственный этап вывода из эксплуатации объектов по хранению и уничтожению химического оружия и проведения мероприятий по ликвидации последствий деятельности, проведение работ по обезвреживанию и санации высвободившихся зданий и сооружений, рекультивации почв, грунтов, водных объектов, приведению в надлежащее состояние территории объектов хранения и уничтожения химического оружия. Безусловно, в этом деле потребуются новые технологии реабилитации загрязнённых территорий, совершенствование методов физико-химического анализа в определении малых доз и отсроченного действия специфических загрязняющих веществ. В настоящее время уже выполнены значительные объёмы работ в данном направлении. Процесс ликвидации последствий деятельности объектов хранения и уничтожения химического оружия предусматривает демонтаж и разборку на фрагменты оборудования технологических линий, разборку корпусов, в которых осуществлялось уничтожение отравляющих веществ. Все фрагменты оборудования, исходный строительный материал должны подвергаться обезвреживанию и термической обработке и складированы на специализированных полигонах. После завершения всех работ по ликвидации последствий деятельности объектов по хранению и уничтожению химического оружия производственные комплексы должны быть вовлечены в хозяйственный оборот страны на основе инвестиционных проектов.

Российская Федерация, являясь активным участником процесса уничтожения химического оружия, последовательно выполняет взятые на себя международные обязательства – избавление мира от опасности применения химического оружия, одного из самых антигуманных средств ведения войны; вносит наиболее весомый вклад в скорейшее достижение этой цели, базируясь на новейших достижениях отечественной науки, техники и технологий в решении сложнейшей и уникальной проблемы безопасного для населения и окружающей природной среды уничтожения химического оружия.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

## МИКРООРГАНИЗМЫ – ИНФОРМАТИВНЫЕ ТЕСТ-ОБЪЕКТЫ В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ

*Л. И. Домрачева<sup>1,2</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,3</sup>, Л. В. Кондакова<sup>1,3</sup>*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*  
*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,*  
*Вятский государственный университет*

Использование методов биотестирования в экологическом мониторинге загрязнённых территорий является важной составляющей в определении оценки воздействия источника загрязнения на окружающую среду. В ряде случаев, из-за низких доз загрязнителя не удаётся с использованием физико-химических методов выявить воздействие источника загрязнения на природный комплекс, в то время как по отклику биологических объектов данное воздействие выявляется. В качестве биотест-систем в настоящее время в научных исследованиях и в практике экологического мониторинга используются различные представители флоры и фауны. Однако в реестре федерального центра по аккредитации аттестованных методик биотестирования насчитывается не более 20, в то время как за рубежом их насчитывается несколько сотен.

Коллективом лаборатории биомониторинга с целью выявления адаптационных реакций микроорганизмов, их биосорбционной способности к различным загрязнителям активно применяются методы биотестирования с использованием различных микроорганизмов: цианобактерии, бактерии «Эколюм», простейшие, дафнии и цериодафнии [1–3].

Кроме известных используемых в целях биотестирования методов, научными сотрудниками лаборатории биомониторинга ведётся активный поиск тест-объектов и разработка новых наиболее информативных тест-систем. К таким биообъектам по праву следует отнести цианобактерии (ЦБ). Многие исследования с использованием данных микроорганизмов основаны на физиологическом и биохимическом отклике различных видов ЦБ на действие загрязнителей различной химической природы.

С этой целью в лаборатории разработан и применяется в мониторинге тетразольно-топографический метод биотестирования. Данный метод основан на определении дегидрогеназной активности (жизнеспособности) клеток ЦБ косвенным методом по превращению бесцветного 2,3,5-трифенилтетразолий хлорида в кристаллы формазана красного цвета (внутри сине-зелёных клеток красные кристаллы), т. е. на определении в популяции бактерий соотношения живых клеток с кристаллами формазана и мёртвых клеток без кристаллов [4].

В контрольной популяции обычно 95% живых клеток с кристаллами формазана, остальные без кристаллов – мертвые клетки. Под воздействием загрязнителей гибель клеток увеличивается, например, в случае с токсикантами – медью, бензином у всех видов ЦБ рода *Nostoc* (табл. 1).

Таблица 1

**Влияние токсикантов на гибель клеток в популяциях цианобактерий**

Вариант	Количество нежизнеспособных клеток, %		
	<i>N. paludosum</i>	<i>N. linckia</i>	<i>N. muscorum</i>
Контроль	0,94	2,96	14,61
Pb <sup>2+</sup>	14,87	78,45	100
Cu <sup>2+</sup>	100	100	100
Хлорид натрия	78,29	73,03	96,06
Трефлан	91,23	16,42	38,95
Бензин	100	100	100

Кроме того, ведётся отработка методики биотестирования на основе сочетания двух методов: по определению жизнеспособности клеток микроорганизмов тетразольно-топографическим методом и методом количественного определения формазана спектрофотометре. Тетразольно-топографический метод (глазомерной съёмки) микроскопии, давая представление о соотношении живых и мертвых клеток в популяции ЦБ при действии загрязняющих веществ, не позволяет сделать количественную оценку содержания формазана, который накапливается в живых клетках после проведенных реакций. В то же время именно концентрация формазана, которая определяется спектрофотометрическим методом, вероятно, будет являться наиболее объективной характеристикой устойчивости тест-организма к внешнему воздействию. Поэтому в эксперименте одновременно используется два метода: тетразольно-топографический и спектрофотометрический. Данный метод биотестирования находится в стадии разработки.

Отрабатывается в лаборатории методика биотестирования и по отклику биообъектов на содержание хлорофилла *a* и феофитина, на интенсивность перекисного окисления липидов под воздействием соединений тяжёлых металлов (меди, никеля при их раздельном и совместном присутствии и других поллютантов).

Установлено, что при высоких содержаниях хлорофилла *a* отмечается крайне малое содержание феофитина и, наоборот, снижение содержания хлорофилла приводит к возрастанию содержания феофитина. Под влиянием различных поллютантов происходит возрастание в сравнении с контролем интенсивности окислительных процессов и накопления продуктов перекисного окисления липидов ПОЛ – малонового диальдегида (МДА) в культуре ЦБ и чем больше накапливается МДА тем токсичнее поллютант. Под влиянием таких поллютантов, как хлорид натрия, ацетат свинца, сульфат меди происходит активация процессов ПОЛ в культуре *N. linckia* [1, 3, 5].

Одним из перспективных показателей для определения жизнеспособности клеток является интенсивность биофлуоресценции (БХЛ) [6]. Определение БХЛ – это уникальная возможность изучения функционирования систем фотосинтезирующих МО, а в сочетании с другими показателями – основа для выявления маркеров функционирования на биохимическом и популяционном уровне. В лаборатории биомониторинга разрабатывается методи-

ка биотестирования по определению интенсивности биохемиллюминесценции почвенных цианобактерий (на примере *N. linckia*) в условиях загрязнения ТМ с помощью регистрации кинетической кривой спонтанной люминолнезависимой хемиллюминесценции. Проследить общее уменьшение БХЛ можно с течением времени, когда значение этого показателя начинает планомерно уменьшаться с увеличением концентрации токсиканта. Данная методика в стадии разработки. Метод чувствительный. Но нужно учитывать ряд особенностей: титр клеток, возраст культур, время контакта, степень гомогенизации и др. При высоких титрах проявляется «эффект заслонения», а при низких титрах и низких концентрациях токсиканта – усиление вспышки, что может скрадывать результат биотестирования.

В заключение следует отметить, что биотестирование токсичности почвенных вытяжек с помощью ЦБ – достаточно точный и показательный метод, который отражает реальное состояние почв и грунтов, позволяет выявить признаки техногенного загрязнения почвы по отклику цианобактерий, которые проявляются в изменении следующих показателей:

1. Снижение концентрации хлорофилла а и параллельным увеличением концентрации феофитина.
2. Снижение дегидрогеназной активности клеток, определяемых по накоплению формазана.
3. Увеличение скорости перекисного окисления липидов [7].
4. Ослабление биохемиллюминесценции.
5. Снижение концентрации формазана.

Однако разработка методик биотестирования с использованием различных видов цианобактерий требует самого тщательного и комплексного подхода, учёта многих факторов и особенностей постановки эксперимента в работе с данным биообъектом.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

### Литература

1. Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий / Под общ. ред. Т. Я. Ашихминой и Н. М. Алалыкиной. Киров: О-Краткое, 2008. 336 с.
2. Домрачева Л. И. Использование организмов и биосистем в ремедиации территорий // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 4. С. 4–16.
3. Особенности урбозкосистемподзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т. Я. Ашихминой, Л. И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. 282 с.
4. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Ашихмина Т. Я., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Фокина А. И. Применение тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязнённых средах // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 23–28.
5. Огородникова С. Ю. Методические подходы к биодиагностике природных сред по биохимическим реакциям фототрофных организмов // Биодиагностика состояния при-

родных и природно-техногенных систем. Сб. материалов XII Всерос. науч.-практ. конф. Кн. 1. (г. Киров, 2–3 декабря 2014 г.). Киров: Изд-во ООО «Веси», 2014. 348 с.

6. Горностаева Е. А. Влияние ионов меди и никеля на почвенные цианобактерии и цианобактериальные сообщества. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2005. 26 с.

7. Фокина А. И., Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Горностаева Е. А., Огородникова С. Ю. Тяжёлые металлы как фактор изменения метаболизма у микроорганизмов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 2. С. 5–18.

## **ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ МЕТОДАМИ БИОИНДИКАЦИИ**

*Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, Л. И. Домрачева<sup>1,2,3</sup>, Л. В. Кондакова<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет,*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

<sup>3</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Коллективом лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГУ для оценки состояния природных и трансформированных экосистем разрабатываются и активно внедряются эффективные и приемлемые по исполнению в полевых и лабораторных условиях экспресс-методы биодиагностики [1, 2].

Применение микроорганизмов в биомониторинге окружающей среды имеет сравнительно давнюю историю. Быстрота ответных реакций микробных сообществ на действие поллютантов позволяет оперативно оценить степень их токсичности. Не случайно поэтому различные группы про- и эукариотных микроорганизмов рассматриваются как тест-организмы и организмы-биоиндикаторы на загрязнение воды и почвы.

Поиск эффективных биоиндикаторов биологического мониторинга почв проводится по показателям: численность и биомасса, видовое разнообразие почвенных водорослей и цианобактерий; активность ферментов, групповой анализ альго-цианобактериальных комплексов, соотношение в популяциях микромицетов форм с окрашенным и бесцветным мицелием, позволяющих делать комплексную оценку состояния почвенной среды [1–4].

Объектами исследования являются почвенные, водные экосистемы и растительность на территории в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса, полигона захоронения пестицидов, территории в районе хранения и уничтожения химического оружия, а также урбанизированные территории областного центра. Исследования по оценке экологического состояния загрязнённых территорий связаны с изучением роли и места водорослей, цианобактерий и микроскопических грибов в функционировании почвенных биоценозов природных и техногенно-преобразованных территорий.

Из биоиндикационных методов разработаны и активно используются методы биоиндикации по следующим организмам и параметрам их состояния:

1. Альгоиндикация, которая основана на выявлении и сравнении видового состава альгофлоры фоновых и загрязнённых территорий. Критерием

степени нарушения почвенных ценозов является уровень снижения видового разнообразия водорослей и цианобактерий (ЦБ).

2. Сукцессионный, групповой анализ фототрофных сообществ «цветения» почвы, основанный на выявлении группового состава водорослей и цианобактерий, формирующих плёнки «цветения». Критерием неблагополучия биологического состояния почвы является монофикация сообществ с выпадением отдельных групп фототрофных микроорганизмов.

3. Характеристика альго-микологических комплексов на основе определения количественных показателей (численность и биомасса клеток водорослей, длина мицелия и биомасса микромицетов) водорослей и микрогрибов. Критерием нарастающего биологического кризиса почвы является увеличение в структуре альго-грибной биомассы доли грибов.

4. Микологический анализ, основанный на оценке сравнительного вклада в структуру популяций грибов с окрашенным (меланинсодержащим) мицелием и бесцветным мицелием. Свидетельство надвигающегося кризиса - увеличение доли тёмноокрашенных микромицетов.

Метод альгоиндикации, основанный на выявлении и сравнении видового состава альгофлоры фоновых и загрязнённых территорий применяется в течение ряда лет в исследованиях по изучению экологического состояния почв на территории в районе предприятий Кирово-Чепецкого промышленного комплекса и Кильмезского полигона захоронения ядохимикатов в Кировской области.

Данный метод позволяет установить, что при монотонном загрязнении почвы, связанном с поступлением в неё какого-то одного токсиканта в возрастающих концентрациях, происходит очень резкое снижение видового обилия с монофикацией альгосообществ на уровне немногих, наиболее резистентных видов. В первую очередь, техногенное загрязнение почвы приводит к цианофитизации фототрофных комплексов, при которой численность этой группы фототрофов может достигать более 80% в структуре популяций (табл. 1), что доказано на примере почв, загрязнённых различными поллютантами ТМ и пестицидами, фосфор и азотсодержащих соединений при различных концентрациях [1–9].

Таблица 1

**Влияние поллютантов на структуру альго-цианобактериальных комплексов почвы (%)**

Характер загрязнения	Водоросли	Цианобактерии
Автотранспортное	1,7	98,3
Промышленное (ТМ)	18,3	81,7
Пестицидное	15,3	84,7
Пирофосфат натрия	8,2	91,8
Азид натрия	25,3	74,7
Ацетат свинца	14,9	85,1

Применение метода альгоиндикации при анализе структуры фототрофных микробных комплексов (данные количественного учета) позволяет сде-



лать вывод о том, что в зависимости от длительности действия антропогенного загрязнения и природы поллютантов доля цианобактериального компонента может достигать до 90% и более, в то время, как в контрольных вариантах (фоновые территории) этот показатель на момент анализа не превышал 30–40%.

Данный метод подтверждается по результатам модельных экспериментов и при постановке его в природных средах. Под влиянием испытываемых соединений: ацетата свинца, пирофосфата натрия, азидата натрия, пестицидов с увеличением их концентраций также усиливаются лидирующие позиции ЦБ в структуре популяций фототрофов [5–9].

Биоиндикация состояния почвы выявила определенный статус цианобактериальных комплексов. Так, сравнительное изучение видового состава фотосинтезирующей микрофлоры почв природных, сельскохозяйственных, урбанизированных и техногенных экосистем показало, что в наиболее загрязненных почвах в альго-цианобактериальных комплексах происходит перераспределение таксонов в пользу цианопрокариот (цианофитизация альгоценозов). При этом наиболее устойчивыми видами к любым загрязняющим веществам, являются из безгетероцистных ЦБ представители рода *Phormidium* (*Ph. autumnale*, *Ph. uncinatum*, *Ph. formosum*), из азотфиксирующих ЦБ толерантными к поллютантам в изученных экосистемах являются представители рода *Nostoc* (*N. commune*, *N. linckia*, *N. muscorum*, *N. punctiforme*).

В биодиагностике состояния почв активно используется метод индикации по групповому анализу фототрофных сообществ «цветения» почвы, основанный на выявлении группового состава водорослей и цианобактерий, формирующих плёнки «цветения». Критерием неблагополучия биологического состояния почвы является монофикация сообществ с выпадением отдельных групп фототрофных микроорганизмов [1, 2, 6].

Данный метод отрабатывался профессором Л. И. Домрачевой по исследованию состояния пахотных почв в результате 20-летней деятельности стационара. Разработана индикаторная шкала оценки биологического состояния пахотных почв по её «цветению». Она отражает уровень благополучия почв. В норме должно проявляться примерно равномерное распределение всех форм представителей альго-цианобактериального комплекса, при длительном внесении происходит выпадение одного из них или ряда группировок, что может приводить к деградации почв. Наличие в почве только зелёных и жёлтозелёных водорослей в конце сезона – осенью, это хороший индикатор пере-насыщения почв азотфосфоркалий минеральными удобрениями.

Наряду с этим в биоиндикационной оценке состояния почвенных экосистем (в изучении состояния альго-микологических комплексов) нами использовался метод по определению количественных показателей (численность и биомасса клеток водорослей, длина мицелия и биомасса микромицетов) водорослей и микрогрибов. Критерием нарастающего биологического кризиса почвы в данном методе является увеличение в структуре альго-грибной биомассы доли микрогрибов [6, 7].

Проведение параллельного учёта водорослей и микромицетов показывает, что в загрязнённых почвах в районе полигона захоронения пестицидов в структуре альго-микологической биомассы преобладает грибная биомасса (рис. 1). Подобные выводы сделаны и при исследовании почв других загрязнённых территорий, с характерной для них природой химических поллютантов.

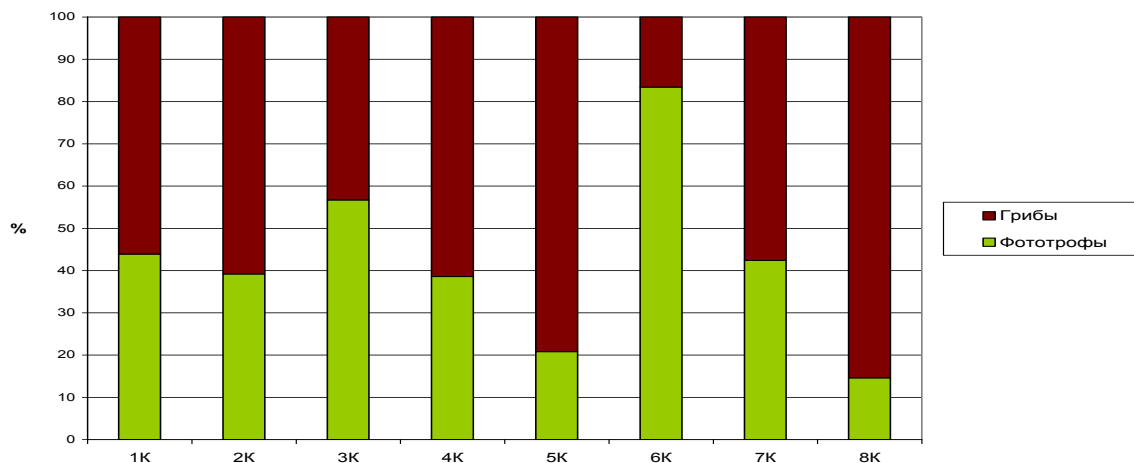


Рис. 1. Структура альго-микологической биомассы (%).  
По оси абсцисс – площадки мониторинга на территории  
Кильмезского захоронения ядохимикатов

Весьма информативным биоиндикационным методом, на наш взгляд, является метод микологического анализа, основанный на оценке сравнительного вклада в структуру популяций грибов с окрашенным (меланинсодержащим) мицелием и бесцветным мицелием, по которому свидетельством надвигающегося кризиса является увеличение доли тёмноокрашенных микромицетов.

Использование данного метода [1, 2] позволило установить, что наиболее информативными показателями для диагностики состояния экосистем, можно считать:

- соотношение в структуре популяций грибов с пигментированным и бесцветным мицелием;
- соотношение их быстро и медленно растущих видов;
- соотношение споровой и мицелиальной биомассы;
- общую численность микромицетов при высоком уровне техногенных нагрузок;
- индексы разнообразия грибов и др.

Меланизация микокомплексов в экологии почв рассматривается как важный биоиндикационный признак на загрязнение почвы поллютантами различной химической природы. В частности, загрязнение почвы приводит к стремительному увеличению численности в микоценозах грибов с меланизированным мицелием, поскольку меланины способны к детоксикации вредных соединений. Данный метод целесообразно использовать и для оценки состояния почв при хроническом и остром загрязнении почвы поллютантами различной химической природы.

В качестве биоиндикационного метода нами отрабатывался также метод сукцессионного анализа, который основан на изучении динамики развития наземных фототрофных микробных сообществ в моделируемых условиях [8, 9]. По характеру и уровню развития различных комплексов микроорганизмов данный метод позволяет оценить силу воздействия поллютантов при их различной концентрации. Исследования проводились на примере соединений свинца, меди и других поллютантов. При изучении влияния возрастающих концентраций ионов меди (3, 150 и 300 мг/г почвы) на развитие почвенных микромицетов в пахотной почве было установлено, что происходят существенные изменения в состоянии микоценозов. В первую очередь, это проявляется в увеличении общей численности грибных зачатков (пропагул) в вариантах с максимальной концентрацией меди. По сравнению с контролем внесение в почву меди в дозах 150 и 300 мг/кг приводит к возрастанию фрагментов мицелия в 6,7 и в 8,5 раз соответственно. При загрязнении почвы свинцом обнаружены достоверные изменения количественных характеристик альгоценозов. Свинец в любой применяемой концентрации приводит к резкому (в 4 раза) снижению численности фототрофов в почве. В первую очередь, это падение численности клеток обусловлено группировками одноклеточных зелёных и диатомовых водорослей и азотфиксирующих гетероцистных ЦБ. Полностью исчезают из структуры популяций нитчатые зелёные водоросли. Наибольшую устойчивость проявили безгетероцистные ЦБ – их популяция при загрязнении свинцом практически остаётся на уровне контроля [1, 2, 8, 9].

В заключение следует отметить, что поиск информативных биоиндикаторов в оценке состояния загрязнённых территорий сотрудниками лаборатории биомониторинга проводится не только с использованием микроорганизмов, но и высших растений, а также на примере объектов животного мира.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

### Литература

1. Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий / Под общ. ред. Т. Я. Ашихминой и Н. М. Алалыкиной. Киров: О-Краткое, 2008. 336 с.
2. Особенности урбозкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т. Я. Ашихминой, Л. И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. 282 с.
3. Горностаева Е. С., Злобин С. С., Сунцова Е. С., Елькина Т. С., Домрачева Л. И., Ашихмина Т. Я. Микробиологический статус почв в зоне действия Кирово-Чепецкого химического комбината // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 90–95.
4. Кондакова Л. В. Сравнительный анализ альгофлоры почв экологически опасных объектов на территории Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 52–58.
5. Ефремова В. А., Кондакова Л. В. Эколого-таксономическая структура альгогруппировок почв г. Кирова // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 61–67.

6. Домрачева Л. И., Ашихмина Т. Я., Кондакова Л. В., Дабах Е. В., Елькина Т. С. Сравнительный анализ специфики почвенных альгомикологических комплексов в зоне действия объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 4. С. 73–78.

7. Домрачева Л. И., Ашихмина Т. Я., Кондакова Л. В., Березин Г. И. Реакция почвенной микробиоты на действие пестицидов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 4–18.

8. Домрачева Л. И., Горностаева Е. А. Реакция альго-цианобактериальных комплексов на возрастающие концентрации ионов меди в почве под различными сельскохозяйственными культурами // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 1. С. 38–43.

9. Фокина А. И., Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Горностаева Е. А., Огородникова С. Ю. Тяжёлые металлы как фактор изменения метаболизма у микроорганизмов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 2. С. 5–18.

## **СОДЕРЖАНИЕ СОЕДИНЕНИЙ ФОСФОРА В ПОЧВЕ НА ТЕРРИТОРИИ САНИТАРНО-ЗАЩИТНОЙ ЗОНЫ И ЗОНЫ ЗАЩИТНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ОБЪЕКТА «МАРАДЫКОВСКИЙ»**

***Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, Е. В. Дабах<sup>1,3</sup>, А. С. Тимонов<sup>1,2</sup>, Е. М. Кардакова<sup>1</sup>***

*<sup>1</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

*<sup>2</sup> Вятский государственный университет,*

*<sup>3</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

По материалам фонового обследования почв и грунтов до начала функционирования объекта «Марадыковский» [1] было сделано описание почв на участках, расположенных на разном расстоянии от объекта на территории санитарно-защитной зоны (СЗЗ) и зоны защитных мероприятий (ЗЗМ) объекта. В дальнейшем данная характеристика почв использовалась в программе производственного (объектового) и государственного экологического контроля и мониторинга [1, 2].

Наибольшие площади на территории СЗЗ занимают слабо- и среднеподзолистые песчаные почвы (около 40%), в комплексе с ними встречаются дерново-сильноподзолистые супесчаные почвы, а в понижениях рельефа – сильноподзолистые и дерновые глеевые почвы. На всей площади СЗЗ преобладают почвы легкого гранулометрического состава, на долю суглинистых почв приходится только 8,7%. Названия почв приведены в соответствии с классификацией [3]. Подзолистые почвы легкого гранулометрического состава распространены под хвойными лесами на бедных по химическому и минералогическому составу породах и на двучленных отложениях. Эти почвы приурочены к речным террасам и водоразделам. Почвы отличаются высокой кислотностью ( $pH_{КС1}$  в оподзоленных горизонтах составляет в среднем 3,8). Сумма поглощенных оснований в этих горизонтах низкая (0,7–3,0 мэкв/100 г). Содержание элементов питания растений: подвижного фосфора и обменного калия – в минеральных горизонтах крайне низкое (табл. 1, 2) [2].

Подзолистые почвы легкого гранулометрического состава отличаются очень неблагоприятными для возделывания сельскохозяйственных культур

свойствами: они кислые, бедны гумусом и, соответственно, обладают низкой емкостью поглощения, среднее значение которой составляет  $7,8 \pm 2,9$  мэкв/100г. В таблице 1 приведены результаты статистической обработки аналитических данных по агрохимическим свойствам подзолистых почв по 16 разрезам. Для репрезентативности выборки были использованы материалы по почвам данной территории, предоставленные А. М. Гущиной и А. И. Гущиным – сотрудниками ВГСХА.

Таблица 1

**Агрохимические свойства подзолистых почв [1]**

рН сол.	Гумус, %	Сумма обменных оснований, мэкв/100г	Емкость поглощения, мэкв/100г	Подвижный фосфор ( $P_2O_5$ ) мг/100г	Обменный калий ( $K_2O$ ) мг/100г
$3,78 \pm 0,24$	$0,56 \pm 0,16$	$1,4 \pm 1,07$	$7,8 \pm 2,9$	$10,0 \pm 0,25$	$1,82 \pm 0,50$

Дерново-подзолистые почвы занимают значительные площади на исследуемой территории. Гидролитическая кислотность, в среднем, составляет  $2,7-3,3$  мэкв/100 г. Наиболее низкие значения суммы поглощенных оснований отмечены у дерново-подзолистых почв супесчаного гранулометрического состава. В среднем, она составляет в данных почвах  $4,8-6,6$  мэкв/100 г. Емкость поглощения в гумусовом горизонте песчаных и супесчаных почв изменяется в пределах  $8,7-10,2$  мэкв/100 г, у суглинистых дерново-подзолистых почв емкость поглощения значительно выше –  $14,8-17,6$  мэкв/100г (табл. 2).

Агрохимические свойства дерново-подзолистых почв, относящихся к разным видам, разновидностям и разрядам, распространенных в районе ОХУХО, приведены в таблице 2.

Поскольку основной объём боевых отравляющих веществ на объекте «Марадыковский» был представлен фосфорсодержащими органическими соединениями в форме зарина, зомана и Vх, в программу мониторинга был включён показатель определения содержания общего фосфора в почве.

Таблица 2

**Агрохимические свойства дерново-подзолистых и дерново-глеевых почв [1, 2]**

Почва	Содержание гумуса	pH солевой	Гидролитическая кислотность (мэкв/100г)	Сумма поглощенных оснований (мэкв/100г)	Емкость поглощения (мэкв/100г)	Степень насыщенности основаниями, %	Содержание подвижного фосфора, мг/100 г	Содержание обменного калия, мг/100 г
1. Дерново-среднеподзолистая супесчаная на глубоких песках	1,22±0,14	4,4±0,17	3,2±0,33	6,6±1,05	10,2±1,1	66±4,1	13,1± 2,52	11,9±1,7
2. Дерново-среднеподзолистая супесчаная на двучленных отложениях	0,97±0,08	4,7±0,15	2,7±0,21	4,8±0,38	8,7±0,56	70±3,4	11,3±2,2	12,5±1,36
3. Дерново-среднеподзолистая легкосуглинистая на суглинистых отложениях	1,36±0,11	4,7±0,2	3,1±0,39	10,7±0,97	14,7±0,58	83±2,3	7,6±1,75	
4. Дерново-сильноподзолистая легко- и среднесуглинистая на суглинистых отложениях.	1,70±0,23	4,9±0,17	3,3±0,31	11,1±1,46	14,8±0,75	77±3,6	7,2±1,65	9,8±1,77
5. Дерново-среднеподзолистая эродированная (слабо, средне) легко- и среднесуглинистая на суглинистых отложениях	1,80±0,13	5,1±0,18	3,2±0,38	14,6±1,18	17,6±1,25	81±2,2	17,8±4,88	17,8±2,83
6. Дерново-средне- и сильноподзолистая глееватая супесчаная и легкосуглинистая на двучленных и суглинистых отложениях	1,62±0,29	4,9±0,25	2,9±0,37	8,5±2,86	13,9±3,4	68±11,6	6,6±2,8	8,5±2,93
7. Дерново-глееватая легко- и среднесуглинистая на суглинистых отложениях	6,0±0,75	6,3±0,17	1,7±0,35	27,5±2,8	31,7±3,0	94±1,0	3,9±1,26	9,7±2,43

Фосфор в почве содержится в минеральной и органической форме. По литературным данным (табл. 3) в дерново-подзолистых почвах содержание органического фосфора находится в пределах 27–32 мг  $P_2O_5/100$  г почвы, т. е. составляет 25–27% от общего фосфора.

Таблица 3

**Содержание соединений фосфора в почве мг  $P_2O_5/100$  г (по К.Е. Гинзбург)**

Почва	Содержание фосфора		
	Общего	Органического	Органического от общего, %
Дерново-подзолистые супесчаные и легкосуглинистые	105	27	25,7
Дерново-подзолистые суглинистые	117	32	27,4

Причём содержание подвижного фосфора в почве очень невелико и колеблется в сравнительно узких пределах 0,1–0,25%. В отличие от азота, которым отдельные почвенные типы (к примеру, чернозёмы) очень богаты, почв, богатых фосфором, в природе практически нет. Исключение составляют некоторые пойменные почвы, в которых содержание фосфора иногда достигает 0,8%  $P_2O_5$ . Кроме того, для фосфора не существует естественных путей возобновления почвенных запасов. Некоторое обогащение верхних слоёв почв фосфором происходит за счёт нижних слоёв, из которых глубоко идущая корневая система некоторых растений извлекает фосфор, но это процесс медленный и, безусловно, темпы его не соответствуют темпам отчуждения фосфора из почв с урожаем [4].

Для соединений фосфора в почвах характерна малая растворимость, малая подвижность, трудная доступность растениям, особенно это касается кислых подзолистых и дерново-подзолистых почв, распространённых в окрестностях ОУХО, в которых фосфор связан с полуторными оксидами, как в виде адсорбционных соединений, так и в виде фосфатов железа и алюминия.

По результатам фоновое обследование территории в районе объекта «Марадыковский» до начала его эксплуатации содержание подвижного фосфора в почвах невысокое и находилось в пределах от 0,2 до 19 мг  $P_2O_5/100$  г (табл. 3).

Контроль за содержанием фосфора в почве на объекте по уничтожению фосфорорганических веществ был включён в программу объектового и государственного экологического контроля и мониторинга. Поскольку методика определения органических соединений фосфора в почвах весьма трудоёмкая и многоступенчатая, в 2007 г. была разработана новая методика определения фосфора ПНД-Ф14.1:2:4.248-07, в которой в качестве экстрагента использовался раствор этилового спирта [5]. Эта методика была принята в государственном экологическом и объектовом мониторинге на всех объектах уничтожения химического оружия. Так как сравнивать данные, полученные разными методами, некорректно, результаты мониторинга содержания фосфора в почвах на участках, расположенных в СЗЗ и ЗЗМ, можно оценивать только на ос-

новании сравнения с фоновыми участками, находящимися на достаточном удалении от объекта.

По данным государственного экологического мониторинга с 2007 по 2014 гг. на территории санитарно-защитной зоны и зоны защитных мероприятий объекта хранения и уничтожения химического оружия содержание общего фосфора в почвах невысокое и находилось в пределах от 0,2 до 17 мгР<sub>2</sub>О<sub>5</sub>/кг почвы. Лишь на двух участках территории СЗЗ содержание общего фосфора в пробах почв составило 34 и 45 мгР<sub>2</sub>О<sub>5</sub>/кг. Среднегодовая концентрация общего фосфора в почвах по данным объектового и государственного экологического мониторинга за период 2007–2014 гг. составила (мг/100г): 20,6 в 2007 г., 27,1–2008 г., 23,3–2009 г., 17,6–2010 г., 34,4–2011 г., 21,9–2012 г., 12,4–2013 г., и 10,6–2014 г. Данные значения соответствуют фоновым содержаниям Р<sub>2</sub>О<sub>5</sub> для этой территории или ниже их. Эти значения также существенно ниже содержания общего фосфора в почвах России и Кировской области (100–500 мгР<sub>2</sub>О<sub>5</sub>/кг) [6, 7].

В целом анализ данных экологического мониторинга почв по содержанию общего фосфора – основного специфического для данного объекта показателя, свидетельствует о том, что за весь период деятельности ОХУХО «Марадыковский» содержание его не превышало или находилось на уровне фоновых значений.

*Работа выполнена в рамках проекта № 863 «Особенности функционирования живых систем в условиях действия специфических загрязнителей на примере фосфорсодержащих соединений», включённой в государственное задание ВятГУ на 2016 г.*

### Литература

1. Ашихмина Т. Я. Об инженерно-экологических изысканиях и исследованиях для разработки проектной документации полигона захоронения отходов объекта «Марадыковский» (пос. Мирный, Кировская область): Технический отчёт / Т. Я. Ашихмина, А. С., Тиманов, О. Г. Пантелеева, Г. Я. Кантор и др. Кн. 1.2014. 313 с.
2. Ашихмина Т. Я. Изучение процессов трансформации загрязняющих веществ в природной среде и их воздействие на биоту, здоровье населения на территории Северо-Востока России. Отчет по НИР. / Т. Я. Ашихмина, В. М. Тимонюк и др. Киров: ВГПУ, Депон. ВНИИЦ, инв. № 02.2.00.104501. № гос. Рег. 01.20.0100189. 260 с.
3. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977.
4. Возбуждая А. Е. Химия почвы. М.: Изд-во «Высшая школа», 1964. 398 с.
5. ПНД-Ф 14.1:2:4.248-07. Методика измерений массовых концентраций ортофосфатов, полифосфатов и фосфора общего в пробах питьевых, природных и сточных вод фотометрическим методом. Разработчик ЗАО «РОСА», 2007.
6. Гинзбург К. Е. Фосфор основных типов почв СССР. М.: Наука, 1981. 245 с.
7. Калинин А. И. Агрохимические свойства дерново-подзолистых почв и продуктивность растений. Киров, 2004. 220 с.



# ГЕНЕТИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ПРИМЕРЕ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

*А. А. Юрлов, Н. А. Сунцова*

*Вятский государственный университет,  
lesha.yurlov@mail.ru, suntsova\_nadi@mail.ru*

В последние десятилетия важнейшей экологической проблемой современности, приобретающей глобальный характер, стало загрязнение окружающей среды целым рядом поллютантов. Генетические методы контроля за происходящими изменениями окружающей среды позволяют оценить сочетания действий всех неблагоприятных факторов на живые организмы в зависимости от дозы и времени их воздействия. Существует ряд преимуществ у растений при генетическом мониторинге за состоянием окружающей среды: растения первыми принимают на себя удар загрязнителей, не мигрируют, что позволяет чётко рассчитать время воздействия; у них можно регистрировать все типы генетических повреждений (генные, хромосомные, геномные); методы работы с растительными объектами экономичны, требуют минимального количества оборудования и реактивов, выращивание растений менее трудоёмко, чем выращивание животных; можно получать материал нужных стадий; разные эксперименты на них можно вести в строго контролируемых условиях; данные по мутагенезу ряда факторов на растительных объектах показывают хорошую корреляцию с результатами тестирования на животных; растения позволяют регистрировать как прямые, так и косвенные мутагены; только растения позволяют выявить химические соединения, приобретающие мутагенность в процессе метаболической активации растительными ферментами; одни из факторов, такой как высокая токсичность, не позволяет учесть генетические повреждения на животных и могут быть оценены как мутагены только в растительных тест-системах; растения могут выращиваться непосредственно на месте оценки суммарного генетического эффекта загрязнения определяемых участков.

Целью данной работы является обзор научных исследований в области генетического мониторинга окружающей среды в условиях антропогенной нагрузки на примере растительных объектов.

Г. С. Мироновым (2012) установлено, что воздействие со стороны автотранспортного комплекса влияет на цитогенетическую активность придорожных почв, что выражается в стимулировании возникновения хромосомных aberrаций. Тест-системой в этих исследованиях для цитогенетического анализа служили семена *A. fistulosum* L., пророщенные на водных вытяжках исследуемых образцов. Ведущую роль в нарушении митотических процессов играют техногенные углеводороды, аккумулируемые придорожными почвами. Выявлено наличие статистически значимых тенденций к увеличению содержания почвенных генотоксикантов и увеличению частоты возникновения

хромосомных aberrаций по мере увеличения интенсивности движения автотранспорта.

Э. Э. Ибрагимова (2014) выявила, что тяжелые металлы в высоких концентрациях совместно с остаточными количествами пестицидов вызывают выраженное негативное цитогенетическое действие на тест-систему *Allium cepa*. Тестируемые поллютанты проявляют большую способность вызывать нарушения митоза, связанные с повреждением митотического аппарата, чем нарушения, связанные с повреждением и нарушением структуры хромосом. Тяжелые металлы и остаточные количества пестицидов, содержащиеся в почвах Симферопольского района и г. Алушты, индуцировали повышенную продукцию клеток с пикнотическими ядрами, К-митозами, слившимися хромосомами, двуядерностью.

Цитогенетический анализ корешков лука *Allium cepa* выявил мутагенную опасность сточных вод газоперерабатывающей промышленности как факторов микроэлементного загрязнения почв (Гарипова, Калиев, 2009).

Г. Т. Божжатаева и др. (2014) выявили высокую степень мутагенности триазиновых гербицидов – пропазина, атразина и симазина на семена ячменя (*Hordeum vulgare* L.), сорта «Черниговский-5». Все три препарата индуцировали структурные нарушения хромосом. В хромосомах возникают преимущественно изолюкусные разрывы, микрофрагменты и хроматидные изменения при полном отсутствии нарушений хромосомного типа. При обработке семян ячменя триазиновыми гербицидами индуцировались все типы структурных перестроек хромосом.

Л. И Гончарова и др. (2014) в вегетационном опыте установили, что уровень содержания меди в зерне кормовых бобов более 30 мг/кг сухого вещества критичен с позиций генотоксичности. Изучение цитогенетических эффектов у семян растений, выращенных в условиях загрязнения различных почв медью, выявило изменение длительности фаз митоза, а также нестабильность митотического индекса и доли aberrантных клеток в зависимости от содержания токсиканта в бобах.

Внешнее общее гамма-облучение проростков латука (*Lactuca sativa* L.) приводит к зависимому от дозы увеличению частоты клеток с хромосомными aberrациями в меристеме корней проростков (Букатич и др., 2013). Острое внешнее гамма-облучение приводит к дозозависимому повышению частоты клеток с хромосомными aberrациями в меристеме проростков.

Н. П. Евстратов (2006) заключил, что на территориях, загрязнённых радионуклидами, рост количества клеток с хромосомными aberrациями у проростков сосны происходит за счет увеличения числа фрагментов в нарушенных клетках, а у проростков ели за счет увеличения числа мостов. У сосны преобладают «свежие» нарушения, а у ели проявляется кумулятивный эффект накопления нарушений в условиях хронического действия радиации. У хвойных видов значительно выражено нарушение клеточного деления, это выходы вперед и отставания хромосом в веретене деления. Частота нарушений в проростках дуба черешчатого ниже по всем показателям, нежели у хвойных.

О. В. Горячкина, О. А. Сизых (2012) установили, что из хвойных наиболее очевидная цитогенетическая реакция на фактор техногенного загрязнения в условиях г. Красноярска у лиственницы сибирской – образцы данного вида из Советского района характеризовались снижением митотической активности, повышенной частотой патологий митоза и появлением клеток с микроядрами.

П. М. Джамбетова и др. (2005) выявили, что продукты кустарной переработки и горения нефти стимулируют рост, но снижают фертильность и увеличивают частоту хромосомных нарушений в соматических клетках потомства растений. Использовались распространённые виды: ромашка непахучая (*Matricaria recutita* L.), конский щавель (*Rumex confertus* Willd.), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg. s.l.) подорожник большой (*Plantago major* L.).

Изучены цитогенетические изменения у проростков семян сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), произрастающих на железорудном отвале вблизи крупного металлургического комбината, в дендрарии ботанического сада г. Кривой Рог, в сравнении с растениями лесничества Тернопольской области, где отсутствует загрязнение среды (Коршиков и др., 2014). Установлено, что у растений криворожских насаждений цитогенетических нарушений в делящихся клетках корешков проростков семян выше в 2–4,2 раза, чем у растений лесничества Тернопольской области.

С. А. Гераськин и др. (2008) установили, что частота аберрантных клеток в корневой меристеме проростков семян из популяций сосны обыкновенной, произрастающих на территории Брянской области, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г., достоверно превышала контрольный уровень на всех экспериментальных участках на протяжении всего времени исследования (2003–2005 гг.). Сопоставление выхода цитогенетических нарушений с характеристиками радиационной ситуации на экспериментальных участках – содержанием  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в шишках, удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  в почве и расчётными значениями поглощённой дозы в генеративных органах сосны – свидетельствует об увеличении биологического эффекта с ростом дозовой нагрузки.

А. И. Федорова и др. (2007) изучали генотоксичность почв, загрязнённых тяжёлыми металлами, на двух придорожных склонах г. Воронеж, занятых посадками древесных пород. Выявлен генотоксический эффект почв по увеличенному количеству двух- и трехъядрышковых клеток апикальной меристемы корней традесканции (*Zebrina pendula* Schnizl.) Увеличилось и среднее число ядрышек на клетку. Полученные данные коррелировали с увеличением количества выбросов токсикантов от авторанспорта при подъёме машин с содержанием в почве некоторых тяжёлых металлов (свинца, меди, кадмия, цинка).

В связи с вышесказанным для установления антропогенной нагрузки на окружающую среду целесообразно провести цитогенетическую диагностику растительных объектов в Кировской области на экологически неблагоприят-

ных территориях (г. Кирово-Чепецк, п. Мирный Оричевского района, в окрестностях Кировского биохимического завода г. Кирова). Для этой цели можно использовать сосну обыкновенную, так как она обладает повышенной чувствительностью к химическим поллютантам, сходной радиочувствительностью клеток с клетками человека, накопительным эффектом ввиду её долголетия, крупными размерами ядер и хромосом, сравнительно небольшим числом хромосом, что делает её удобным объектом исследования.

### Литература

Бозшатаева Г. Т., Оспанова Г. С., Турабаева Г. К., Кадрбаева А. Г., Турабаева Л. К. Изучение мутагенного действия триазиновых гербицидов цитогенетическими тестами на семенах ячменя // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2014. № 3. С. 47–49.

Букатич Е. Ю., Обвинцева Е. А., Пряхин Е. А. Цитогенетические эффекты острого гамма-облучения в клетках меристемы проростка латука (*Lactuca sativa* L.) // Вестник Челябинского государственного университета. 2013. № 7. (298). Вып. 2. С. 104–106.

Гарипова Р. Ф., Калиев А. Ж. Цитогенетический анализ в мониторинге почв при техногенном загрязнении микроэлементами // Вестник Оренбургского государственного университета. 2009. № 4 (110). С. 94–97.

Гераськин С. А., Дикарева Н. С., Удалова А. А., Спиридонов С.И., Дикарев В. Г. Цитогенетические эффекты сосны обыкновенной из районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2008. Т. XLVIII. № 5. С. 584–595.

Гончарова Л. И., Цыгвинцев П. Н., Любимова Л. А., Рачкова В. М. Фито- и генотоксическое действие меди на кормовые бобы // Российская сельскохозяйственная наука (доклады Российской академии сельскохозяйственных наук). 2014. № 1. С. 26–29.

Горячкина О. В., Сизых О. А. Цитогенетические реакции хвойных растений в антропогенно нарушенных районах г. Красноярск и его окрестностей // Хвойные бореальной зоны. 2012. Т. XXX. № 1–2. С. 46–51.

Джамбетова П. М., Реутова Н. В., Ситников М. Н. Влияние нефтезагрязнений на морфологические и цитогенетические характеристики растений // Экологическая генетика. 2005. Т. III. № 4. С. 5–10.

Евстратов Н. П. Цитогенетические основы устойчивости растительного покрова загрязнённых радионуклидами ландшафтов // Актуальные проблемы лесного комплекса. 2006. № 13. С. 174–177.

Ибрагимов Э. Э. Исследование совместного действия остаточных количеств пестицидов и тяжёлых металлов на частоту мутирования клеток корневой системы *Allium sera* L. // Ученые записки Таврического национального университета имени В. И. Вернадского. Серия «Биология, химия». 2014. Т. XXVII (LXVI). № 3. С. 31–42.

Коршиков И. И., Лаптева Е. В., Белоножка Ю. А. Качество пыльцы сосны обыкновенной и цитогенетические изменения у её семенного потомства как показатели влияния техногенного загрязнения среды Криворожья // Сибирский экологический журнал. 2015. Т. XXII. № 2. С. 310–317.

Мионов Г. С. Анализ суммарной цитогенетической активности тяжёлых металлов и углеводов почв в условиях воздействия автотранспорта (на примере придорожных почв территории Самарской области) // Прикладная экология. 2012. Т. XIV. № 1. С. 233–236.

Федорова А. И., Калаев В. Н., Просвирина Ю. Г., Горайнова С. А. Мутагенная активность тяжёлых металлов в почвах придорожной полосы // Почвоведение. 2007. № 8. С. 998–1005.

## ЭФФЕКТЫ ЛИГНОГУМАТА НА ФИТОТОКСИЧНОСТЬ ФОСФОРОРГАНИЧЕСКОГО ГЕРБИЦИДА ГЛИФОСАТА

*С. Ю. Огородникова<sup>1,2</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, ecolab2@gmail.com,*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Глифосат (фосфометилглицин) – один из наиболее широко используемых в мире неселективных гербицидов системного действия. Глифосат применяется на различных стадиях роста растений: до всходов и после всходов сельскохозяйственных культур (в качестве гербицида) и перед сбором урожая (в качестве десиканта). Для уничтожения сорной растительности рекомендуют применять глифосат в концентрациях 0,01–0,02 моль/л (Справочник пестицидов ..., 2002).

В условиях загрязнения почв фосфорсодержащими пестицидами перспективным является разработка методов фиторекультивации, основанных на повышении устойчивости растений к действию поллютантов. Интерес в качестве фитопротекторов представляют вещества природного происхождения, к числу которых относятся гуминовые препараты. В настоящее время многочисленными исследованиями установлено стимулирующее действие гуминовых соединений на рост и развитие растений, повышение их устойчивости к неблагоприятным факторам окружающей среды (Неверова и др., 2013).

Целью работы было изучить влияние препарата Лигногумата на фитотоксические свойства глифосата.

Для работы использовали глифосат (ГФ), содержащий 36% действующего вещества и 12% ПАВ. Из гербицида были приготовлены растворы с концентрацией действующего вещества  $1 \cdot 10^{-2}$  и  $2 \cdot 10^{-3}$  моль/л. Для опытов использовали гуминовый препарат Лигногумат (ЛГ) в концентрации 0,2 г/л.

Изучали влияние глифосата, Лигногумата и совместное действие глифосата и Лигногумата на прорастание, всхожесть семян и показатели роста растений ячменя сорта Новичок. Контроль – дистиллированная вода.

Энергию прорастания семян оценивали на 3 сутки опыта. Определение всхожести семян проводили по стандартной методике в течение 7 дней, выполняли ростовой анализ и рассчитывали биомассу растений на 8-е сутки (ГОСТ 12038-84). Полученные данные обрабатывали с использованием стандартных статистических методов (Лакин, 1973).

Прорастание семян является одним из важных этапов развития растений. В период набухания происходит активное поглощение воды и растворенных в ней веществ, запускаются процессы основного метаболизма и подготовки осевых органов к растяжению. Установлено, что ГФ в изученном диапазоне концентраций не оказывал влияния на прорастание семян (табл. 1). В вариантах с действием ЛГ количество проросших семян было близко к контролю. Определение всхожести семян, проведенное на 7 сутки опыта, также

свидетельствует об отсутствии эффектов ГФ и ЛГ в изучаемых концентрациях.

Таблица 1

**Влияние Лигногумата и глифосата на энергию прорастания и всхожесть семян ячменя**

Вариант	Энергия прорастания	Всхожесть
	% к контролю	
ЛГ 0,2 г/л	98	100
ГФ $1 \cdot 10^{-2}$ моль/л	99	98
ЛГ 0,2 г/л + ГФ $1 \cdot 10^{-2}$ моль/л	96	98
ГФ $2 \cdot 10^{-3}$ моль/л	96	99
ЛГ 0,2 г/л + ГФ $2 \cdot 10^{-3}$ моль/л	100	100

В фазе проростка молодой растительный организм очень чувствителен к воздействию неблагоприятных факторов. Поэтому проростки считаются хорошими тест-объектами. Установлено, что ЛГ вызывает стимуляцию линейного роста корней проростков (рис.). Длина корней ячменя, выращенного в присутствии ЛГ, была в 1,2 раза больше, чем в контроле. Глифосат в изучаемом диапазоне концентраций приводит к значительному ингибированию роста проростков ячменя. Длина побегов и корней опытных растений была меньше контрольных в 4–6 раза. Добавка ЛГ вызывала ослабление токсического действия гербицида только в варианте с низкой концентрацией гербицида ( $2 \cdot 10^{-3}$  моль/л). В варианте с совместным действием ЛГ и глифосата ( $2 \cdot 10^{-3}$  моль/л) длина побегов ячменя была на 20% больше, чем в варианте с действием гербицида. Корневая система растений была более чувствительна к действию глифосата, добавка ЛГ не ослабляла ростингибирующего действия гербицида.

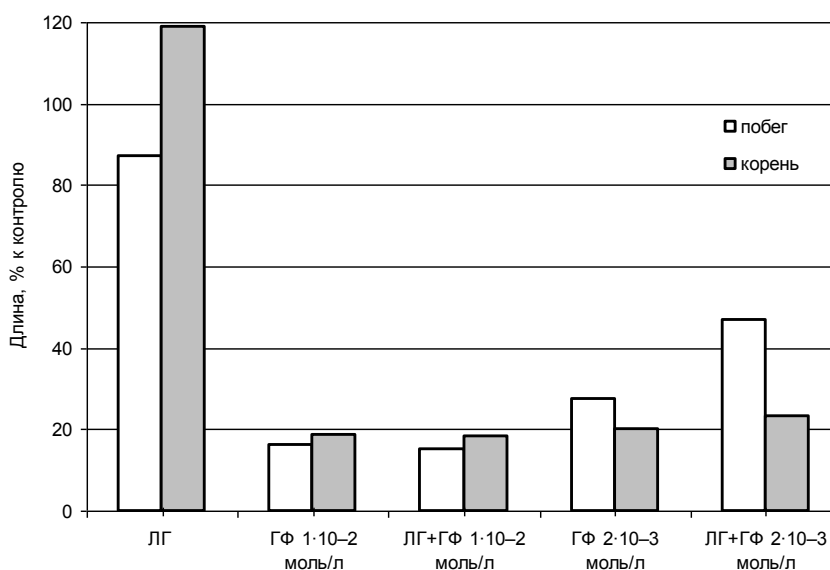


Рис. Влияние Лигногумата и глифосата на линейный рост проростков ячменя

В ходе изучения накопления биомассы проростками ячменя выявлены сходные эффекты ЛГ на фитотоксичность глифосата (табл. 2). Лигногумат ослабляет токсическое действие глифосата в низкой концентрации ( $2 \cdot 10^{-3}$  моль/л). Отмечен рост накопления биомассы проростками, по сравнению с действием глифосата. Добавка ЛГ к раствору глифосата большей концентрации ( $1 \cdot 10^{-2}$  моль/л) не ослабляет токсического действия гербицида.

Таблица 2

### Эффекты Лигногумата и глифосата на накопление биомассы проростками ячменя

Вариант	Сухая биомасса, % к контролю	
	побег	корень
ЛГ 0,2 г/л	66	114
ГФ $1 \cdot 10^{-2}$ моль/л	18	19
ЛГ 0,2 г/л + ГФ $1 \cdot 10^{-2}$ моль/л	21	21
ГФ $2 \cdot 10^{-3}$ моль/л	35	38
ЛГ 0,2 г/л + ГФ $2 \cdot 10^{-3}$ моль/л	54	29

Таким образом, в модельных опытах были изучены эффекты гуминового препарата Лигногумата на фитотоксические свойства фосфорсодержащего гербицида глифосата. Выявлено отсутствие токсического действия глифосата в концентрациях  $1 \cdot 10^{-2}$  и  $2 \cdot 10^{-3}$  моль/л на прорастание и всхожесть семян ячменя. Гербицид в изученных концентрациях вызывает ингибирование линейного роста и накопления биомассы проростками. Добавка Лигногумата приводила к ослаблению фитотоксичности глифосата в варианте с действием гербицида низкой концентрации ( $2 \cdot 10^{-3}$  моль/л). Следовательно, гуминовый препарат Лигногумат перспективен для целей фиторекультивации территорий, загрязненных фосфорорганическими пестицидами.

*Работа выполнена в рамках проекта № 863 «Особенности функционирования живых систем в условиях действия специфических поллютантов на примере фосфорсодержащих соединений», включенной в государственное задание ВятГУ на 2016 г.*

### Литература

ГОСТ 12038-84. Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения всхожести.

Лакин Г. Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1973. 343 с.

Неверова О. А., Егорова И. Н., Жеребцов С. И., Исмагилов З. Р. Влияние гуминовых препаратов на процесс прорастания и активность амилалитических ферментов семян *Sinapis alba* L. // Вестник Алтайского государственного аграрного университета, 2013. № 6 (104). С. 43–46.

Справочник пестицидов и агрохимикатов, разрешенных к применению на территории Российской Федерации. М.: Агрорусь, 2002. Вып. 6. 378 с.

# ИЗУЧЕНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА БИОМЕТРИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ РАСТЕНИЙ НА ПРИМЕРЕ ЯЧМЕНЯ СОРТА «НОВИЧОК»

*Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, Е. С. Петухова<sup>1</sup>, Р. А. Болюбаиш<sup>1</sup>,  
И. С. Солодянкина<sup>1</sup>, А. Э. Русских<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Вятский государственный университет,  
<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

В данной работе были проведены модельные эксперименты по изучению воздействия ионов тяжелых металлов на примере кадмия, цинка, меди и свинца как отдельных токсикантов на рост 31-дневных растений ячменя сорта «Новичок».

Опыты по выращиванию ячменя сорта «Новичок» проводили в пластиковых сосудах в климатической камере при температуре дневного режима 22 °С, и при температуре 11 °С ночного режима. В ходе эксперимента определялось количество появившихся всходов и биометрические показатели 31-дневных растений ячменя: длина корня, побега, стебля, первого, второго и третьего листа и число корней.

Выращивание ячменя проводили на образцах почв, отобранных на пойменной гриве у озера Бобровое-3 (фоновый участок) в окрестностях Кирово-Чепецкого промышленного комплекса, где с 2009 г. сотрудниками лаборатории биомониторинга совместно со специалистами-экологами ЗМУ проводится эксперимент по утилизации богатых азотом вод пойменного озера на участке данного луга. Тяжёлые металлы вносились в данную почву в виде водорастворимых солей:  $\text{CuCl}_2$ ,  $\text{ZnCl}_2$ ,  $\text{CdCl}_2$  и  $\text{PbCl}_2$  с концентрацией ионов  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  и  $\text{Pb}^{2+}$  5 и 10 ОДК. Контролем были те же образцы, которые поливались обычной водой.

Из данных, представленных в таблице, следует, что наибольшее подавление роста корневой системы ячменя проявляется под действием ионов меди в варианте с концентрацией 10 ОДК, цинка и свинца при концентрации 5 ОДК (варианты № 2, 4). При действии ионов меди рост корня ингибировался в 6,6 раз по сравнению с контролем, при действии ионов цинка и свинца – в 1,7 раза, что согласуется с литературными данными [1, 2].

Среди ионов тяжелых металлов на рост побега и стебля ячменя подавляющее действие оказывают ионы свинца (вариант № 5) и ионы меди (вариант № 9), в концентрации 10 ОДК. При действии ионов свинца рост побега и стебля ингибировался в 1,8 раза, при этом выявлены достоверные различия с контролем, а при действии ионов меди на рост побега – в 1,6 раза, что вполне согласуется с литературными данными [2, 3].

Кроме того, в ходе эксперимента выявлено, что подавляющее воздействие на рост листьев оказывают ионы кадмия (вариант №6). Снижение длины листьев в этом варианте составило 1,3 раза, однако достоверных различий с контролем не выявлено.



**Влияние ионов  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  и  $\text{Pb}^{2+}$  на показатели роста и число корней 31-дневных растений ячменя**

№ п/п	Вариант	Длина, см						Число корней, шт
		корень	побег	стебель	1 лист	2 лист	3 лист	
1	Контроль	9,9±2,8	28,4±6,8	7,2±2,0	21,0±5,3	16,7±3,9	8,7±2,4	6±1
2	$\text{Zn}^{2+}$ 5 ОДК	5,8±1,6	35,3±3,4	9,2±1,0	27,3±2,6	20,5±3,5	10,3±1,6	6±1
3	$\text{Zn}^{2+}$ 10 ОДК	11,2±3,0	33,2±5,1	8,9±1,3	24,4±4,0	20,3±5,4	12,8±1,9	6±1
4	$\text{Pb}^{2+}$ 5 ОДК	5,8±1,7	34,3±2,9	8,8±1,0	24,6±4,0	21,6±4,7	10,8±1,7	7±1
5	$\text{Pb}^{2+}$ 10 ОДК	8,8±1,8	15,5±3,7*	4,1±0,5*	25,2±3,5	16,6±2,3	9,1±1,3	10±2
6	$\text{Cd}^{2+}$ 5 ОДК	11,1±3,3	31,8±4,1	7,7±0,9	25,2±3,1	12,4±2,3	7,5±2,2	6±1*
7	$\text{Cd}^{2+}$ 10 ОДК	8,7±2,6	34,4±5,4	9,5±1,0	27,1±3,8	19,5±2,7	10,6±1,7	5±1
8	$\text{Cu}^{2+}$ 5 ОДК	7,9±2,2	34,6±5,2	9,9±0,6*	26,1±4,3	22,0±4,4	11,4±,2	7±1
9	$\text{Cu}^{2+}$ 10 ОДК	1,5±0,0	18,0±0,0	5,0±0,0	20,0±0,0	15,0±0,0	11,0±0,0	9±0

Примечание: \* – различия между вариантом и контролем достоверны при  $p \leq 0,05$ .

В ходе модельного эксперимента почвы, в которые вносились растворы солей  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  в концентрациях 5 и 10 ОДК проверялись на токсичность с помощью бактерий «Эколюм». Сущность метода основана на определении изменения интенсивности биолюминесценции бактерий при воздействии химических веществ, присутствующих в анализируемой пробе, по сравнению с контролем. В качестве тест-объектов использовался препарат «Эколюм», который позволяет определить по гашению биолюминесценции за 30-ти минутный период экспозиции острое токсическое действие исследуемой пробы.

В ходе эксперимента выявлено, что ионы  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  с концентрацией 5 и 10 ОДК не оказывают токсического воздействия на данный вид бактерий. Токсичными для 31-дневных растений ячменя оказались ионы свинца и меди в концентрации 10 ОДК. При действии ионов свинца длина побега и стебля снижались в 1,8 раза, а при действии ионов меди длина корня и побега снижалась в 6,6 и 1,6 раза соответственно по сравнению с контролем.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

## Литература

1. Радионов Н. В. Физиологические и молекулярные ответные реакции растений рапса на воздействие солей меди и цинка: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.12. М., 2008. 25 с.
2. Шихова Л. Н., Егошина Т. Л. Тяжелые металлы в почвах и растениях таежной зоны Северо-Востока Европейской России. Киров: Зональный НИИСХ Северо-Востока, 2004. С. 93.
3. Зарипова Н. Р. Действие избыточных концентраций тяжелых металлов на экспрессию хлоропластных генов растений ячменя: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.12. М., 2008. 21 с.

## ВЫЯВЛЕНИЕ СОЧЕТАННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ СОЕДИНЕНИЙ СВИНЦА, МЕДИ, ЦИНКА, КАДМИЯ И НИТРАТА АММОНИЯ НА ПРОРОСТКИ ЯЧМЕНЯ СОРТА «НОВИЧОК»

*Е. С. Петухова<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, Р. А. Болюбаш<sup>1</sup>,  
Е. А. Бердникова<sup>1</sup>, В. Д. Колобова<sup>1</sup>, Ю. А. Тюкалова<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Вятский государственный университет,

<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Данная работа посвящена изучению специфичности и избирательному действию тяжёлых металлов при раздельном и сочетанном их воздействии на растения (на примере ячменя сорта «Новичок») в присутствии различных форм минерального азота.

Воздействие соединений тяжёлых металлов на растительные организмы при разной их концентрации, сочетанном влиянии изучено крайне недостаточно. Многие из них относятся к микроэлементам и входят в состав ферментов, играющих роль катализаторов биохимических процессов и повышают их активность. Микроэлементы стимулируют рост растений, оказывают воздействие на устойчивость растений к неблагоприятным условиям среды (температуры, влажности, концентрации солей и др.), играют важную роль в борьбе с некоторыми заболеваниями. Например, цинк входит в состав дыхательного фермента – карбоангидразы, повышает активность ряда ферментов (фосфатазы, альдолазы, эколоазы, цитохромредуктазы), стимулирует рост ауксинов в растениях; медь является составной частью ферментов оксидаз (полифенолоксидазы, аскорбиноксидазы), влияет на углеводный и белковый обмен растений, повышает устойчивость растений к грибным заболеваниям [1].

Металлы-микроэлементы в высоких концентрациях, также как и соединения других тяжёлых металлов могут оказывать подавляющее воздействие на развитие растений. Потенциально наиболее опасными для состояния окружающей среды являются — Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V и Zn [2]. Токсическое действие тяжелых металлов на растения чётко определяется по ингибированию их роста, что широко используется для тестирования ТМ в окружающей среде.

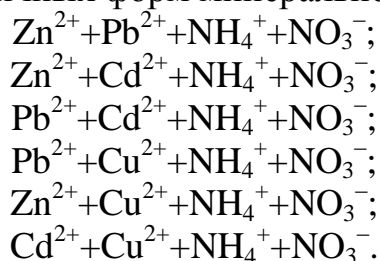
Факторами, влияющими на содержание в почве подвижных ионов тяжёлых металлов, являются: рН среды, окислительно-восстановительный потенциал, способность катионов образовывать хелатные комплексы с органическими веществами почв и др.

Основная часть аммония находится в почве в поглощённом состоянии, в связи с этим в почвенных условиях доступность для растений поглощённого аммония значительно ниже, чем нитратного [3]. Кроме того, меньшая доступность почвенного аммонийного азота для растений по сравнению с нитратным объясняется наличием сопутствующих катионов, а также реакцией среды (у нитратов при более различных значениях рН, чем аммония проявляется благоприятное воздействие на рост растений). Если усвояемость аммония значительно ухудшается в кислой среде, то на усвояемость нитратов растениями подкисление реакции действует положительно [4].

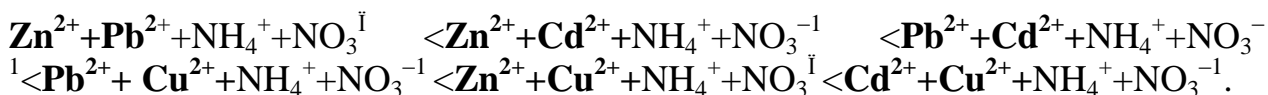
Целью данного исследования является изучение специфичности и избирательного действия отдельных металлов, на примере меди, цинка, свинца, кадмия и их сочетанного воздействия на рост корня проростков ячменя сорта «Новичок» в присутствии различных форм минерального азота.

Опыты по проращиванию семян ячменя проводили в чашках Петри, в термостате при температуре 25 °С. Семена считали проросшими, если длина первичного корешка была больше 2 мм. Опыты выполняли в четырехкратной повторности. В эксперименте оценивали лабораторную всхожесть, энергию и скорость прорастания проростков ячменя, а также определяли биометрические показатели 4-х дневных проростков (длина корня и coleoptilya, число корешков, накопление сырой и сухой биомассы).

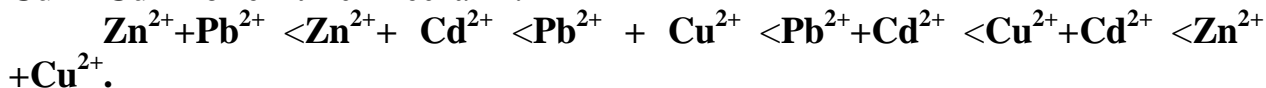
Тяжелые металлы и азотсодержащие соединения вносились в варианты с дистиллированной водой в виде водорастворимых солей:  $\text{CuCl}_2$ ,  $\text{ZnCl}_2$ ,  $\text{CdCl}_2$ ,  $\text{PbCl}_2$ ,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $\text{NaNO}_3$  и  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  с концентрацией ионов  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$  и  $\text{NO}_3^-$  100 мкмоль/л (мкМ). В качестве контроля была взята дистиллированная вода. Всего было подготовлено 96 комбинаций для исследования воздействия отдельных металлов, на примере свинца, меди, цинка, кадмия и их сочетанного воздействия при совместном присутствии в двойных, тройных и четверных вариациях на рост корня проростков ячменя сорта «Новичок» в присутствии различных форм минерального азота, например:



В ходе эксперимента выявлены эффекты воздействия ионов металлов на параметры роста проростков ячменя. По ингибированию показателя длины корня исследуемыми металлами в присутствии нитратного и аммонийного азота можно построить ряд:

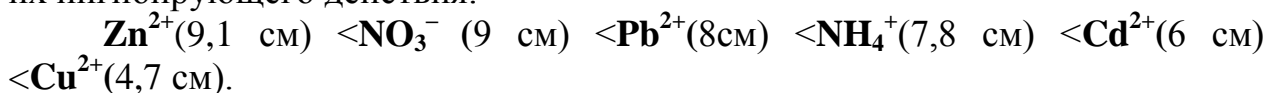


Без добавления нитрата аммония, воздействие металлов на проростки ячменя, при совместном их присутствии, практически повторяли или были близки к значениям предыдущего ряда, однако пары металлов  $\text{Zn}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$  и  $\text{Cu}^{2+} + \text{Cd}^{2+}$  поменялись местами:



Цинк в паре со свинцом ингибирует рост корня проростков ячменя в меньшей степени, чем этот же элемент в паре с медью. Причиной этому может служить антагонизм, который проявляется при совместном физиологическом действии соединений цинка и меди.

По результатам раздельного влияния исследуемых металлов в присутствии  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  на показатель длины корня проростков ячменя составлен ряд их ингибирующего действия:



Подавляющее действие на рост длины корня проростков ячменя от цинка к меди в данном ряду возрастает в 1,9 раза. Следует отметить, что ионы  $\text{Zn}^{2+}$  оказывают некоторое стимулирующее воздействие на показатель длины корня в сравнении с контролем.

Таким образом, необходимо отметить, что ионы свинца, кадмия и меди в концентрации 100 мкМ оказывают подавляющее действие на рост корня проростков, при этом проявляется стимулирующая способность ионов цинка.

Нитрат-ионы в концентрации 100 мкМ не оказывали ингибирующего действия на рост корня проростков, а совместно с ионами  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  увеличивали их подавляющее на рост действие. Совместное действие ионов  $\text{NH}_4^+$ , при концентрации 100 мкМ, с исследуемыми ионами металлов также увеличивало ингибирующее действие на рост корня ячменя.

Наибольшее ингибирующее действие на рост корня проявлялось при совместном действии ионов  $\text{Zn}^{2+}$  и  $\text{Cu}^{2+}$ , а также  $\text{Cd}^{2+}$  и  $\text{Cu}^{2+}$ .

В большей степени рост корня проростков проявляется при совместном присутствии нитрата аммония и ионов  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ , чем под воздействием данных ионов металлов без азотсодержащих соединений, которые являются важными компонентами питания растений.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

#### Литература

1. Возбуждая А. Е. Химия почвы. М.: Высшая школа, 1964. 398 с.
2. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

3. Петербургский А. В. Обменное поглощение в почве и усвоение растениями питательных веществ. М.: Высшая школа, 1959. 251 с.

4. Прянишников Д. Н. Азот в жизни растений и земледелии СССР. М.: Изд-во АН СССР, 1945. 200 с.

## **СИНАНТРОПНАЯ ФЛОРА И ЕЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ В БИОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ НА ТЕРРИТОРИИ сел УСТЬ-КУЛОМ И ПОМОЗДИНО (РЕСПУБЛИКА КОМИ)**

*Г. С. Шушпанникова, В. Ф. Игнатова*

*Сыктывкарский государственный университет имени П. Сорокина,  
shushpannikova.galina@yandex.ru*

Деградация растительных сообществ под влиянием деятельности человека – часть более общего процесса синантропизации растительного покрова Земли (Горчаковский, 1979), который сопровождается нежелательными последствиями – упрощением флористического состава и структуры растительных сообществ, уменьшением их разнообразия, нарушением стабильности, снижением продуктивности. Современная флора северо-востока европейской части России развивается в условиях активной хозяйственной деятельности человека. В данной работе приведены результаты исследования по изучению синантропного компонента двух локальных флор – Усть-Кулом и Помоздино.

Село Усть-Кулом (61°41'N53°42'E) расположено в среднем течении р. Вычегды, село Помоздино (62°11'N и 54°10'E) – в верхнем течении р. Вычегды, в подзоне средней тайги. Старинные села Усть-Кулом и Помоздино, возникшие в 1638 и 1678 гг., имеют лесозаготовительные промышленные объекты, развито животноводческое, мясомолочное направление с картофелеводством и овощеводством. Пищевая отрасль промышленности представлена мясомолзаводами и хлебозаводами. В селах и вокруг много грунтовых и насыпных дорог, газонов, огородов, рудеральных мест. Локальная флора с. Усть-Кулом и с. Помоздино изучена В. А. Мартыненко с соавторами (2008).

*Флористическое богатство.* В обследованных нами двух синантропных флорах выявлен 261 вид сосудистых растений из 40 семейств. Синантропная флора с. Усть-Кулом насчитывает 213 видов сосудистых растений из 152 родов и 38 семейств, из них 132 апофита и 81 адвентивный (заносный) вид. Синантропная флора с. Помоздино – 207 сосудистых растений из 143 родов и 35 семейств, из них 124 апофита и 83 адвентивных вида. По данным В. А. Мартыненко (2008) локальные флоры насчитывают соответственно 506 и 483 видов. Показателем степени нарушенности аборигенной флоры является индекс синантропизации, который для флоры с. Усть-Кулом составил 42,1%, с. Помоздино – 42,9%. Самые высокие индексы синантропизации на территории Республики Коми (Шушпанникова, 2001) отмечены для северных городов (Инта, Усинск) и поселков (Возей, Головные). Главную роль в зарастании нарушенных участков принадлежит местным видам – апофитам. Ин-

декс антропофитизации – 38 и 40% соответственно. Самый высокий в Республике Коми показатель отмечен для синантропной флоры г. Сыктывкара – 46,8%.

*Систематическая структура.* В синантропных флорах, также как и в локальных флорах, преобладают семейства *Asteraceae* и *Poaceae* (табл. 1). Положение остальных семейств в систематической структуре синантропных флор сильно отличается от локальных флор (Мартыненко и др., 2008). В них повышена роль семейства *Caryophyllaceae*, которое занимает третье место за счет преобладания в нем полизональных видов (*Scelerantus annuus*, *Spergula vulgaris*, *Stellaria hebecalyx* и др.). Последующие два места (4 и 5) разделяют семейства *Brassicaceae* и *Polygonaceae*, отсутствующие в локальных флорах среди десятка ведущих. Эти семейства представлены сорными видами (*Capsella bursa-pastoris*, *Raphanus raphanistrum*, *Thlapsi arvense*, *Fallopia convolvulus*, *Persicaria lapathifolia*, *Rumex acetosella*). Схожие тенденции в структурах синантропных флор таежной зоны европейского северо-востока России отмечены Г. С. Шушпанниковой (2001). В синантропных флорах, по сравнению с соответствующими локальными флорами, увеличена доля видов десяти ведущих семейств (70,9% в синантропной флоре с. Усть-Кулома и 68,9% в синантропной флоре с. Помоздино).

Таблица 1

**Ведущие по числу видов семейства в синантропных флорах (СФ) сел Усть-Кулом и Помоздино**

Семейства	СФ села Усть-Кулом			СФ села Помоздино		
	апофиты	антропофиты	всего	апофиты	антропофиты	всего
<i>Poaceae</i>	1	9–10	2	1	5–7	2
<i>Asteraceae</i>	2	1	1	2	2	1
<i>Caryophyllaceae</i>	3	3–4	3	3	3	3
<i>Cyperaceae</i>	4	–	9–10	10	–	10
<i>Polygonaceae</i>	5–7	5	4–5	7–9	4	4–5
<i>Scrophulariaceae</i>	5–7	8	7	4–5	10	7
<i>Ranunculaceae</i>	5–7	–	–	6	–	–
<i>Fabaceae</i>	8–9	3–4	6	7–9	5–7	6
<i>Rosaceae</i>	8–9	6–7	8	7–9	9	8–9
<i>Lamiaceae</i>	10	6–7	9–10	–	8	8–9
<i>Brassicaceae</i>	–	2	4–5	–	1	4–5
<i>Boraginaceae</i>	–	9–10	–	–	5–7	–
<i>Apiaceae</i>	–	–	–	4–5	–	–

*Географический анализ.* Географический анализ показал преобладание в исследованных синантропных флорах, как и в локальных, видов бореальной широтной группы. Второе место по численности занимают полизональные виды (*Cirsium setosum*, *Plantago major*, *Sonchus arvensis*, *Veronica arvensis* и др.). Остальные группы присутствуют в небольшом числе (табл. 2). В структуре адвентивной фракции повышена роль полизональных видов за счет снижения числа бореальных видов. Анализ распределения видов по долготным географическим группам показывает высокое сходство изученных синан-

тропных флор с другими флорами северо-востока России (Шушпанникова, 2001). Во всех синантропных флорах преобладают виды с евразийским и циркумполярным распространением при большом участии первых. Третье место по численности занимают европейские виды (*Anthoxanthum odoratum*, *Betula pendula*, *Bromopsis inermis* и др.). Азиатские виды единичны (*Elymus fibrosus*, *Pedicularis compacta*).

Таблица 2

**Распределение видов по широтным и долготным географическим  
Группам в синантропном компоненте локальной флоры  
с. Усть-Кулом, %**

Географическая группа	Усть-Кулом		Помоздино	
	Апофиты	Антропофиты	Апофиты	Антропофиты
<b>Широтная группа</b>				
Гипоаркто-альпийская	0,8	–	0,8	–
Гипоарктическая	2,3	–	0,8	–
Бореальная	84,8	50,7	84,7	54,2
Бореально-неморальная	1,5	1,2	2,4	–
Неморальная	–	1,2	0,8	–
Лесостепная	3,8	3,7	3,2	6,0
Полизональная	6,8	43,2	7,3	39,8
<b>Долготная группа</b>				
Евразийская	50,8	38,3	52,4	31,3
Циркумполярная	26,5	22,2	23,4	22,9
Европейская	19,6	25,9	20,2	25,3
Азиатская	1,5	–	1,6	–
Европейско-американская	0,8	–	0,8	2,4
Плюрегиональная	0,8	13,6	1,6	18,1

*Эколого-биоморфологический и ценотический анализ.* Анализ видового состава растений по основным жизненным формам выявил заметное разнообразие травянистых растений, причем среди апофитов преобладают многолетники, а среди антропофитов – однолетники. В биологическом спектре жизненных форм по Раункиеру преобладают гемикриптофиты, участие которых в сложении растительности антропогенных местообитаний значительно уменьшается за счет возрастания числа терофитов. Ценотический анализ показал, что местные виды в растительных сообществах техногенных участков представлены в основном луговой группой (35,3–39,4%), лесных и болотных видов немного. Более половины видов (51,6–56,0%) – мезофиты. Гигрофильные (25,3–25,8%) и ксерофильные (20,3–22,1%) виды присутствуют приблизительно в равных соотношениях. Среди антропофитов увеличивается доля ксерофильных видов (26,5–29,7%) за счет уменьшения числа гигрофильных видов (9,6–13,6%). По отношению к богатству почвы большинство видов мезотрофы (42,3–48,8 %) и мезоолиготрофы (17,4–20,2%). Доля эутрофов незначительна (1,4–3,3%).

Таким образом, флористическое богатство изученных синантропных флор, не смотря на некоторое обогащение их адвентивными видами, умень-

шается за счет выпадения из их состава значительного числа видов-апофитов. Растительность с. Усть-Кулом и с. Помоздино испытывает гораздо меньшее антропогенное влияние по сравнению с другими урбанизированными флорами северо-востока европейской части России (Шушпанникова, 2001), подтверждением этому являются коэффициенты синантропизации и адвентизации и другие характеристики флоры.

*Пространственные закономерности урбанизации.* Наибольшее видовое разнообразие наблюдается на окраинах сел (рис.). Меньше всего видов в центральной части сел, где отсутствуют участки естественной растительности, и произрастают в основном урбанофильные виды, способные выдержать неблагоприятные экологические условия. В новейшей части сел число видов снижается примерно вдвое по сравнению с окраинами. Объяснение данному явлению дают в своих работах Н. Г. Ильминских и В. М. Шмидт (1994). Более высокие значения видового состава флоры в окрестностях сел объясняется с позиций экотонного эффекта, который состоит из двух слагаемых: естественного и антропогенного. В полосу урбанозкотона проникают как синантропные виды из селитебной части села, так и виды естественной флоры, за счёт чего происходит увеличение флористического разнообразия. По обе стороны от урбанозкотона видовое богатство снижается.

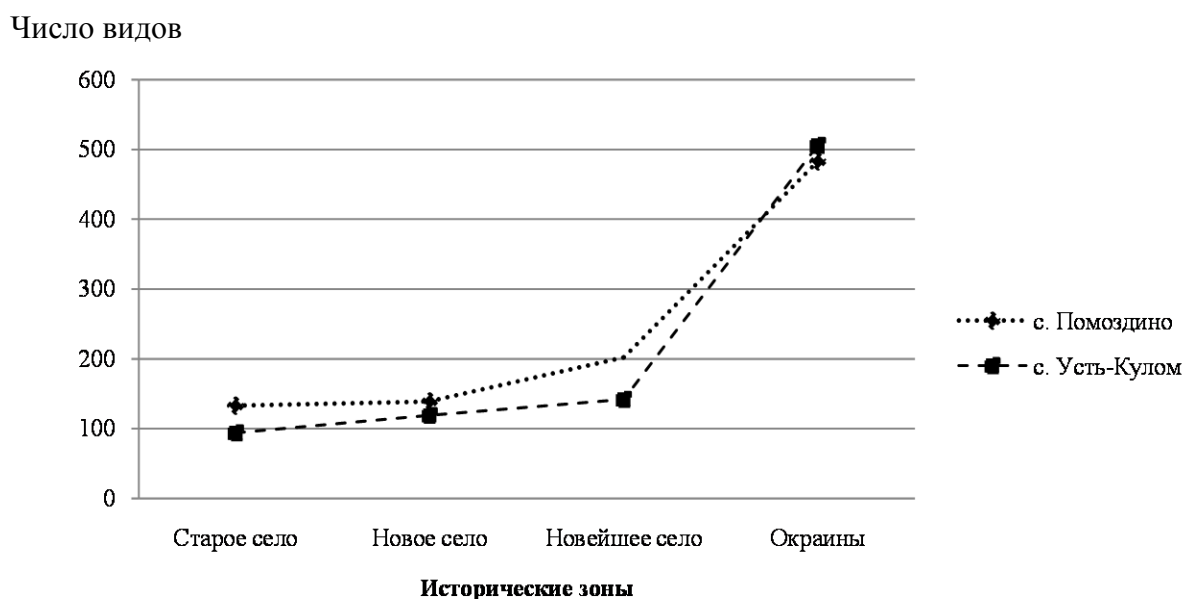


Рис. Флористическое разнообразие исторических зон сел Усть-Кулом и Помоздино

Полученные материалы могут послужить ценным источником для биологического мониторинга и своевременного принятия мер по сохранению биологического разнообразия экосистем и выявления отрицательных воздействий на среду обитания растений и сообществ.



## Литература

Горчаковский П. Л. Тенденции антропогенных изменений растительного покрова Земли // Ботан. журн. 1979. Т. 64. № 12. С. 6–13.

Ильминских Н. Г., Шмидт В. М. Специфика городской флоры и ее место в системе других флор // Актуальные проблемы сравнительного изучения флоры. СПб., 1994. С. 261–269.

Мартыненко В. А., Груздев Б. И., Канев В. А. Локальные флоры таежной зоны Республики Коми. Сыктывкар: Изд-во Коми НЦ УрО РАН, 2008. 76 с.

Шушпанникова Г. С. Синантропная флора таежных и тундровых территорий северо-востока Европейской России // Ботан. журн. 2001. Т. 86. № 8. С. 28–36.

## ДРЕВЕСНЫЕ КУЛЬТУРЫ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ САРАТОВА НА ПРИМЕРЕ УЛИЦЫ П. Г. РАХОВА

*А. О. Жукова, И. В. Сергеева, Т. А. Дружкина, Н. Н. Гусакова*  
*Саратовский государственный аграрный университет имени Н. И. Вавилова,*  
*sintetik@sgau.ru*

В настоящее время известно много методов для выявления неблагоприятных воздействий на окружающую среду городов. Данные физико-химического анализа объектов окружающей среды, состояния разнообразных биообъектов создают систему контроля и качества за ними. Несмотря на различные подходы в оценке качества окружающей среды на всех уровнях особое место занимает биологическая оценка, так как состояние живых организмов позволяет прогнозировать эти изменения. В трудах Центра Экологической Политики России показано, что способность организма к нормальному развитию, как стабильность развития, является чувствительным индикатором состояния природных популяций и позволяет оценивать влияние человека на окружающую среду и ее объекты. Наиболее доступным способом оценки стабильности развития является определение величины флуктуирующей асимметрии (ФА) двухсторонних морфологических признаков (Захаров, 2001)

Любой город имеет экологический каркас, образованный разными по происхождению, назначению и структуре зелеными насаждениями (Кригер, 2013). Учитывая это, оценка стабильности развития древесных культур, как маркеров состояния окружающей среды, является задачей актуальной и перспективной. Данная тематика связана с экспресс диагностикой экологического состояния городской среды и быстрого реагирования по ее оздоровлению.

Целью настоящей работы явился биологический мониторинг одной из центральных улиц г. Саратова по древесным культурам для определения наиболее эффективных биоиндикационных культур и выявления тренда экологического состояния городской среды.

Улица им. П. Г. Рахова начинается от 2-й Садовой улицы и заканчивается в районе городского парка им. М. Горького.

Бульвар на ул. П.Г. Рахова служит, как правило, местом кратковременного отдыха прохожих и пешеходов, особенно часто посещаемым участком

улицы является «Аллея Кадетов». Вместе с тем, с двух сторон бульвара осуществляется интенсивное движение автотранспорта, включая автобусы, легковые автомобили и газели. На данном ландшафтно-архитектурном ансамбле антропогенный прессинг связан только с интенсивным движением автотранспорта.

Для осуществления мониторинга нами использована методика «Биотест» (Захаров, Кларк, 1993), в летние периоды 2006–2016 гг. были собраны и проанализированы листья следующих древесных культур:

- Береза повислая – *Betula pendula* Roth
- Каштан конский – *Aesculus hippocastanum* L.
- Тополь пирамидальный – *Populus pyramidalis*

Расчет флуктуирующей асимметрии листьев проводили сразу после их сбора с учетом параметров, предложенных в (Захаров, Кларк, 1993).

Некоторые обобщенные результаты нашего исследования представлены на данном рисунке.

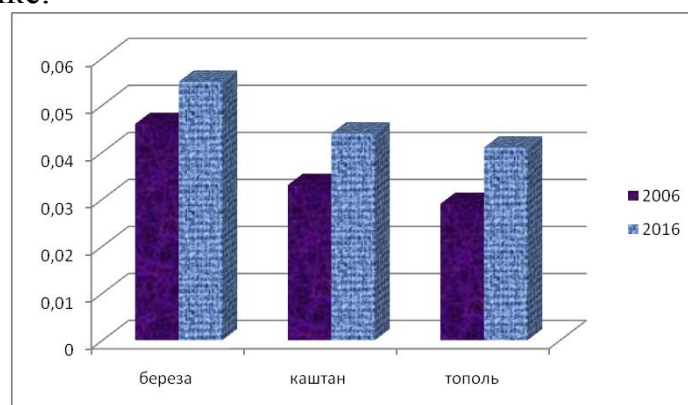


Рис. Биоиндикационный ряд чувствительности некоторых древесных культур к городской антропогенной нагрузке

Детальное исследование полученных результатов показало, что именно береза повислая наиболее чутко откликается на антропогенный прессинг города. На изучаемой улице он может быть связан с высокой загазованностью и запыленностью воздуха, ухудшением физико-механических и водно-химических свойств почво-грунтов, уплотнением почвы, противодействующим росту и развитию корневой системы деревьев, наличием подземных коммуникаций, кабелей и труб в зонах корневых систем, ночному освещению, что оказывает неблагоприятное влияние на физиологию клеток растений. На основании проведенных исследований биоиндикационный ряд древесных культур по улице П.Г.Рахова можно представить следующим образом: береза повислая > каштан конский > тополь пирамидальный.

Анализ полученного массива данных показал также, что:

– для березы повислой параметры ФА увеличились в течение 10 лет в среднем на 16,3%,

– для каштана параметры ФА изменились в сторону увеличения за тот же период на 25%,

– для тополя произошло увеличение параметров ФА за 10 летний период примерно на 29%.

Полученные результаты изменения ФА листьев 3-х древесных культур: березы, каштана и тополя позволяют с достаточной степенью уверенности однозначно проследить тенденцию перехода качества окружающей среды на бульваре по ул. П. Г. Рахова из состояния «предкритическое» в состояние «критическое» (Кряжева, 1996), что актуализирует необходимость изменения транспортного потока в центре Саратова по ул. П. Г. Рахова для сохранения ландшафтно-архитектурного дизайна одной из красивейших улиц города.

### Литература

Захаров В. М., Баранов А. С., Борисов В. И., Валецкий А. В., Кряжева Н. Г., Чистякова Е. К., Чубинишвили А. Т. Здоровье среды: методика оценки. М.: Центр экологической политики России, 2000. 68 с.

Захаров В. М., Кларк Д. М. Биотест: интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов. М.: Московское отделение международного фонда «Биотест», 1993. 68 с.

Кряжева Н. Г., Чистякова Е. К., Захаров В. М. Анализ стабильности развития березы повислой в условиях химического загрязнения // Экология. 1996. № 6. С. 441–444.

Кригер Н. В., Козлов М. А., Баранов Е. С. Биоиндикация урбоэкосистем по морфологическим признакам хвойных древесных растений // Вестник КрасГАУ. 2013. № 11. С. 166–168.

## САНИТАРНОЕ СОСТОЯНИЕ ЗЕЛЕННЫХ НАСАЖДЕНИЙ В СТРЕЛЬНЕ САНКТ-ПЕТЕРБУРГА

*В. Ф. Ковязин, М. Е. Скачкова, В. В. Ростопша*

*Санкт-Петербургский горный университет,  
vfkedr@mail.ru, warlock900082@mail.ru, vitaly.rostopsha@gmail.com*

Стрельна – один из старейших пригородов Санкт-Петербурга, расположена на южном побережье Финского залива. В XVIII веке по инициативе Петра I в Стрельне была построена загородная резиденция, однако после смерти Петра I она оставалась без должного внимания. В 1847 году Стрельна стала летней резиденцией другого великого князя Константина, сына Николая I, и с тех пор дворец и парк стали официально именоваться Константиновским, где в настоящее время расположена резиденция президента России.

Ускоренные темпы урбанизации привели к затруднению обитания горожан в городской среде. Деятельность человека частично или полностью изменила озелененные территории, предназначенные для отдыха населения и оздоровления окружающей среды.

Зеленые насаждения, обладая большой испаряющей способностью, оказывают заметное влияние на влажность и чистоту воздуха, задерживая взвешенные вещества и уменьшая его запыленность, они способны поглощать токсичные газы, выделяемые автотранспортом и промышленными предприятиями. Озелененные территории существенно влияют на инсоляционный и аэрационный режимы в городе [1, 3].

Санитарное состояние зеленых насаждений оценивалось глазомерно, используя шкалу (табл. 1), рекомендованную распоряжением Правительства Санкт-Петербурга [4].

Исследования проводились на нескольких участках населенного пункта. *Исследуемый участок №1* расположен возле побережья Финского залива. Территория этого участка разделена на части, не имеющие отношения к озеленению. Лишь вдоль нижней дороги проходит узкая полоска обыкновенного газона площадью 1200 м<sup>2</sup>. К этому газону примыкает автодром площадью 8750 м<sup>2</sup>. Севернее его сохранились остатки городского леса, площадью – 35000 м<sup>2</sup>.

Лесоводственная характеристика лесного насаждения следующая: древостой сформировался вследствие нарушения мелиоративной сети, что привело к снижению дренажа. В этих условиях поселилась влаголюбивая ива ломкая. Почвы торфянисто-перегнойные, слабоподзолистые, суглинистые, сырые на тяжелом валунном суглинке. На микроповышениях высажены деревья дуба летнего и тополя бальзамического.

Таблица 1

**Оценка санитарного состояния деревьев и кустарников по внешним признакам**

Санитарное состояние деревьев и кустарников	Внешние признаки
Хорошее	Деревья и кустарники здоровые, нормально развитые, признаков болезней и вредителей нет; повреждений ствола и скелетных ветвей, ран и дупел нет
Удовлетворительное	Деревья и кустарники здоровые, но с замедленным ростом, неравномерно развитой кроной, недостаточно облиственные с наличием незначительных повреждений и небольших дупел
Неудовлетворительное	Деревья сильно ослабленные, ствол имеет искривления, крона слабо развита, наличие усыхающих или усохших ветвей, прирост однолетних побегов незначительный, суховершинность, механические повреждения ствола значительные, имеются дупла

В целом древостой характеризуется низкой продуктивностью, V классом бонитета. Полнота яруса неравномерная и составляет 0,3–0,4 единицы, насаждение смешанное, сложное, средний состав I яруса 8Ив1Д1Т.

Общая характеристика зеленых насаждений участка № 1 приведена в таблице 2.

Таблица 2

**Состояние деревьев и кустарников на участке № 1**

Виды зеленых насаждений	Качественное состояние, %			Итого
	Хорошее	Удовлетворительное	Неудовлетворительное	
Деревья		58	42	100
Кустарники	–	100	–	100

Реестр зеленых насаждений этого объекта приведен ниже (табл. 3).

Таблица 3

**Муниципальный реестр зеленых насаждений МО «Стрельна»  
на участке № 1**

Показатели	Единица измерения	Деревья	Кустарники	Состояние растений
Площадь	м <sup>2</sup>	66	243	Удовлетворительное
Количество	шт.	1570	342	

*Исследуемый участок № 2.* В квартале значительная часть земли занята заводом, на территории которого зеленые насаждения не изучались. Территория вдоль железной дороги не благоустроена и является местом свалки на остальной части объекта проведены исследования.

Результаты исследований территории с зелеными насаждениями на участке № 2 представлены в таблице 4.

Таблица 4

**Муниципальный реестр зеленых насаждений МО «Стрельна»  
на участке № 2**

Вид зеленых насаждений	Количество, шт.	Площадь питания, м <sup>2</sup>	Состояние		
			хорошее	удовлетворительное	неудовлетворительное
Деревья*	468	20	81%	19%	0%
Кустарники**	1291	915	29%	58%	13%

Примечания:

\* Площадь питания дерева определялась по формуле:  $S = \pi R^2$ , где R – радиус ствола, равный половине диаметра дерева, определенного с помощью мерной вилки на высоте 1,3 м от корневой шейки.

\*\* Площадь, занятая кустарником, определялась как площадь рыхления под растением.

На территории участка обнаружены обрезанные ранее стволы на высоте 6–8 м (8%), что привело к развитию многовершинности растений, в том числе и у порослевых деревьев (22%), что привело к большей площади затенения. Кроме того, встретились деревья с морозными трещинами (1%), сухобочинами (2%), наростами и бактериальным раком (1%). Сухостой составил 5%, в основном, на неудобных для озеленения землях.

У деревьев в возрасте старше 30 лет выявлено также усыхание побегов в кроне – 2%, краевой некроз листьев – 1% и многовершинность – 8%.

Санитарное состояние деревьев и кустарников и характеристика территории приведены в таблице 5–6.

Таблица 5

**Лесоводственные показатели и состояние деревьев на участке № 2**

№ вы-дела	Кол-во, шт.	Площадь, кв.м	Средние		Качественное состояние, шт.		
			диаметр, см	высота, м	хорошее	удовлетворительное	неудовлетворительное
1	108	4,6	-	-	87	21	0
из них:	21	-	12	8	-	-	-
	87	-	20	18	-	-	-
2	38	1,6	-	-	31	7	0
из них:	17	-	24	20	-	-	-
	21	-	16	16	-	-	-
3	61	2,6	-	-	49	12	0
из них:	38	-	24	18	-	-	-
	23	-	16	12	-	-	-
4	123	5,3	-	-	100	23	0
из них:	47	-	28	20	-	-	-
	76	-	16	12	-	-	-
5	49	2,1	-	-	40	9	0
из них:	17	-	12	6	-	-	-
	32	-	40	22	-	-	-
6	36	1,5	-	-	29	7	0
из них:	14	-	16	12	-	-	-
	22	-	36	22	-	-	-
7	1	0,1	32	20	1	0	0
8	Частные земельные участки						
9	52	2,2	28	22	42	10	0
Всего, шт	468	20	-	-	379	89	0
Всего, %	100	-	-	-	81%	19%	0%

Таблица 6

**Характеристика кустарников на участке № 2**

№ раstra	Кол-во, шт.	Площадь, кв.м	Качественное состояние, шт.		
			хорошее	удовлетворительное	неудовлетворительное
1	176	125	51	102	23
2	151	107	44	88	20
3	167	118	48	97	22
4	160	113	46	93	21
5	147	104	43	85	19
6	198	140	57	115	26
7	146	103	42	85	19
8	Частные земельные участки				
9	146	103	42	85	19
Всего, шт	1291	915	374	749	168
Всего, %	100	100	29	58	13

Обобщенные сведения о деревьях и кустарниках, находящихся на внутриквартальной территории, приводятся ниже (табл. 7).

Таблица 7

**Муниципальный реестр зеленых насаждений МО «Стрельна»**

Номер участка	Площадь зеленых насаждений, м <sup>2</sup>	В том числе площадь:	
		кустарников	деревьев
1	35000	243,342	66,1570
2	89574	915,1291	20,468
Итого	124574	1158,1633	86,2038

Своевременная и доступная информация о количестве и состоянии (качестве) зеленых насаждений необходима как для эффективного управления ими, так и для реализации прав граждан на благоприятную окружающую среду и достоверную информацию о ее состоянии [2].

**Литература**

1. Закон Санкт-Петербурга от 23.06.2010 «О зеленых насаждениях в Санкт-Петербурге» (с изменениями на 30.06.2016 г.) [Электронный ресурс].
2. Конституция РФ (принята всенародным голосованием 12.12.1993). [Электронный ресурс]. Доступ из справочной системы Консультант-плюс.
3. Методика инвентаризации городских зеленых насаждений. МинСтрой РФ. М., 1997 г. [Электронный ресурс]. Доступ из справочной системы Консультант-плюс.
4. Распоряжение Правительства Санкт-Петербурга от 22.01.2014 г. №5-р «Об утверждении порядка проведения обследования зеленых насаждений, по результатам которого производятся санитарные рубки» [Электронный ресурс]. Доступ из справочной системы Консультант-плюс.

**ДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ЕЛОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ В ЕСТЕСТВЕННЫХ И АНТРОПОГЕННО-НАРУШЕННЫХ УСЛОВИЯХ**

*Н. В. Торлопова, Е. А. Робакидзе*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, torloпова@ib.komisc.ru*

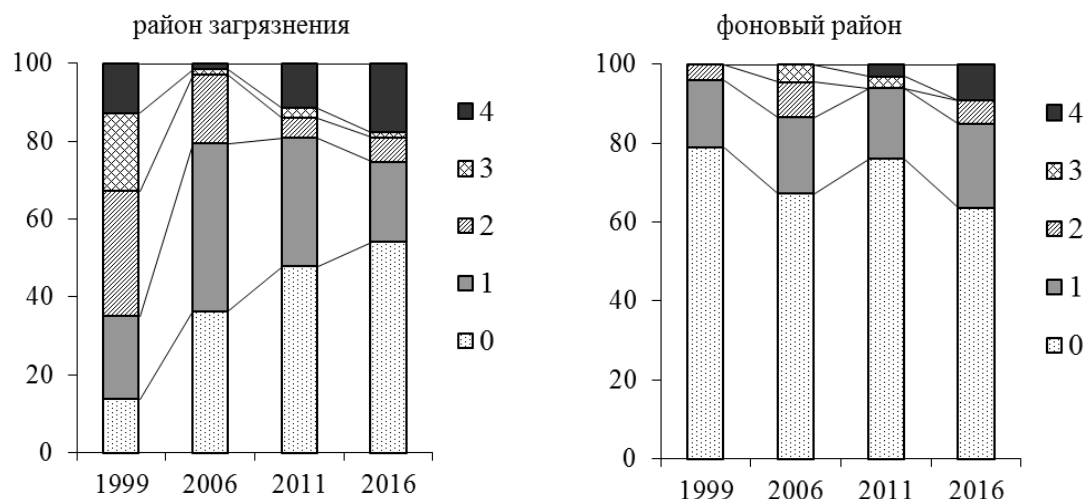
Изучение жизненного состояния ельников, произрастающих на загрязненной аэропромышленными выбросами целлюлозно-бумажного производства Сыктывкарского лесопромышленного комплекса (СЛПК) территории было начато в 1999 г. и проведено согласно методике международной программы ICP-Forests. СЛПК функционирует с 1964 г., среди его атмосферных выбросов сероорганические соединения, оксиды серы, азота, углерода, щелочная пыль. По данным публичных экологических отчетов предприятия, суммарное количество выбросов в 1999 г. было 31 тыс. т, в 2006 – 20, в 2010 – 17, в 2015 – 10 тыс. т. По данным анализа за зимний период, суммарное содержание минеральных элементов в снеговом покрове в непосредственной близости от источника загрязнения за этот период снизилось в 3 раза. Целью данной работы является выявление изменений, произошедших в структуре и

состоянии еловых экосистем в условиях аэротехногенного загрязнения, с помощью методов биомониторинга.

Исследования проводились на постоянных пробных площадях (ППП): 4 в зоне загрязнения, расположенных к северо-востоку от источника эмиссии на расстоянии 3,5, 4,3, 5,3 и 10,0 км в направлении доминирующей составляющей региональной розы ветров и 2 контрольных, расположенных в фоновом районе на расстоянии 50 км к северу. Ельники черничного ряда (*Piceetum myrtillosum*) произрастают на типичных подзолистых суглинистых почвах. Древостои спелые, разновысотные, невысокой продуктивности. Древесный ярус образует ель сибирская, в составе часто присутствуют сосна и береза повислая, режа – осина и пихта сибирская.

Согласно методике (Manual..., 1994), жизненное состояние деревьев оценивали по сохранности крон. При аэротехногенном загрязнении сначала появляется изменение цвета хвои – дехромация. В 1999 г. было отмечено 7% деревьев со средней степенью дехромации, за пять лет их доля снизилась до 1% и сохраняется до 2016 г. Доля деревьев со слабой степенью дехромации за первые пять лет сократилась в 3 раза, в следующие пять лет – еще в 5 раз и на данный момент составляет 4% от общего количества деревьев ели в исследуемых древостоях. Количество деревьев без дехромации хвои от 33% в 1999 г. увеличилось в три раза к 2016 г. Дефолиация – это изреживание кроны по сравнению с нормальной вследствие потерь хвои. Доля деревьев без потерь хвои (0 класс дефолиации) составила в 1999 г. 14%, к 2011 г. увеличилась в 5 раз. За этот период значительно (в 3 раза) снизилась доля деревьев со слабой степенью (1 класс) дефолиации, а участие деревьев со средней дефолиацией (2 класс) не изменилось. В 2016 г. доля деревьев с 0 классом дефолиации сохранилась на уровне 2011 г., но уменьшение дефолиации древостоя в целом произошло за счет снижения доли деревьев со средней степенью дефолиации. Деревья с сильной степенью дефолиации, отмеченные в 1999 г., постепенно усохли к 2011 г. Аварийные и хронические воздушные выбросы повреждают точку роста ствола, расположенную на верхушке дерева. С 1999 по 2016 гг. доля елей с неповрежденными вершинами возросла с 71 до 85%. С учетом степени дефолиации и дехромации деревьям присваивали классы повреждения. На загрязненной территории доля неповрежденных деревьев ели в 2006 г. составила 46, в 2011 – 48, в 2016 – 54 %, что в 3–4 раза больше, чем в начале исследований (рис. 1). Отмечено усыхание еловых деревьев за последние пять лет как в фоновом, так и в загрязненном районах. Еловые древостои в районе аэротехногенного загрязнения в 1999-2001 гг. были охарактеризованы как сильно- и среднеповрежденные. Повторные исследования состояния древостоев ельников выявили улучшение жизненного состояния ельников в зоне воздействия выбросов до категории «слабоповрежденные». В то же время ельник фоновой территории сохранил индекс состояния на уровне 1999 г. и охарактеризован как здоровый.





Классы повреждения деревьев: 0 – здоровые, 1 – слабоповрежденные, 2 – среднеповрежденные, 3 – сильноповрежденные, 4 – свежий сухостой.

Рис. 1. Динамика распределения деревьев по классам повреждения (0–4) в ельниках черничных при аэротехногенном загрязнении СЛПК

Учитывали количество, породный состав, размер и жизнеспособность возобновления. В ельниках преобладает подрост ели, гораздо меньше осины, пихты, березы, сосны. Год от года количество и жизнеспособность подростки варьируют. В фоновых условиях резко преобладает подрост мелкой категории (до 0,5 м высотой), тогда как под пологом загрязненных ельников более равномерное: мелкого, молодого подростки ели появляется мало (рис. 2). Показано, что в 2016 г. в условиях загрязнения количество подростки ели в 5 раз меньше, чем в фоновом районе, 46% из них жизнеспособны, что в 2 раза меньше, чем в фоновом районе. За период исследований в загрязненных ельниках обнаружено уменьшение количества подростки ели в 2 раза и ухудшение его состояния от «ослабленного» в 2001 до «сильно ослабленного» в 2011 и 2016 гг. Распределение подростки ели по высоте и состоянию нарушено по сравнению с фоновым районом.

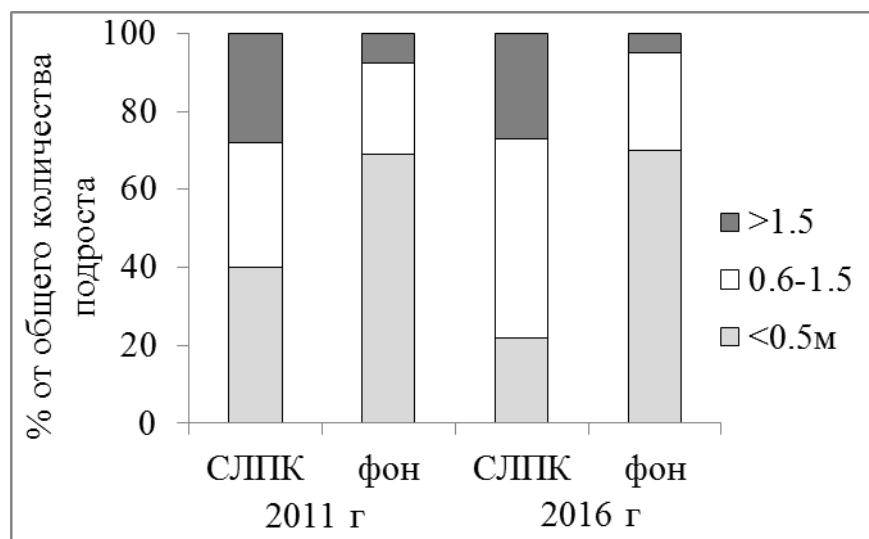


Рис. 2. Распределение подростки ели по высоте в ельниках черничных

В условиях длительного аэротехногенного воздействия СЛПК в ельниках снижено число видов растений и общее проективное покрытие напочвенного покрова по сравнению с фоновым районом (Робакидзе, Торлопова, 2013). За период исследований в условиях загрязнения продолжается сокращение числа видов и ОПП живого напочвенного покрова. Поврежденность листьев и плотность размещения особей черники до 2012 г. увеличивались, к 2016 г. эти показатели также снизились.

Динамика численности и структуры древостоев определяется тремя процессами: пополнением древостоя из подроста, отпадом деревьев, ростом, вызывающим увеличение фитомассы и перераспределение деревьев по категориям размеров и состояния (Пугачевский, 1992). Внешние факторы, такие как аэротехногенное загрязнение, влияют на эти процессы наряду с ценоотическими. Кривые распределения деревьев по ступеням толщины на исследуемых ППП 4...38 близки к типичным для спелых разновозрастных ельников (Гусев, 1964). Выявлено, что в условиях загрязнения количество ступеней толщины меньше, чем в фоновом районе, где присутствуют крупные деревья диаметром более 40 см (рис. 3). За период 2011–2016 гг. в районе СЛПК произошел отпад деревьев ели в количестве 150–200 экз/га в основном за счет тонких деревьев, тогда как в фоновом районе свежий сухостой равномернее распределен по толщине и количество его не превышает 50 экз/га. За предыдущие периоды как в фоновых, так и импактных древостоях накопилось по 200–300 экз/га старого сухостоя и валежа. Сокращение числа деревьев ели приводит к снижению темпов прироста древостоя по объему.

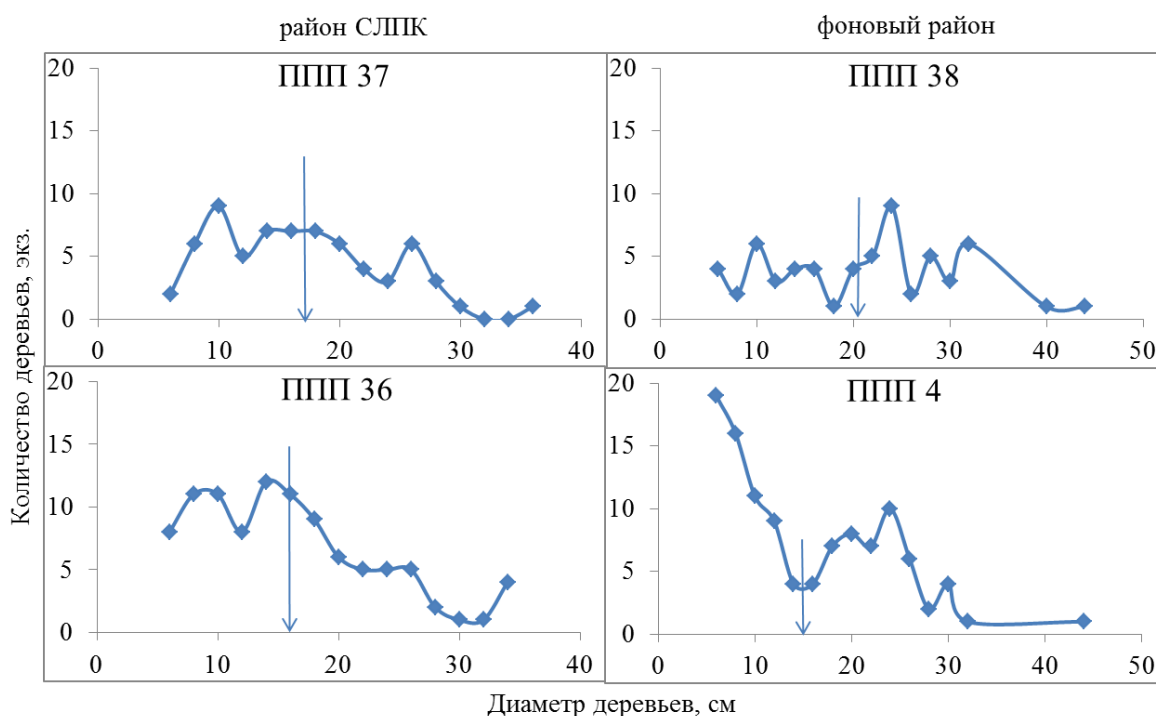


Рис. 3. Распределение деревьев ели по ступеням толщины в ельниках черничных средней тайги. Стрелками указан средний диаметр древостоя

Таким образом, в целом по совокупности показателей жизненного состояния деревьев, древостоев, подроста и растений напочвенного покрова еловые фитоценозы в районе аэротехногенного загрязнения СЛПК в 2016 г. охарактеризованы как слабоповрежденные. Аэротехногенное загрязнение усиливает процессы дифференциации в древостоях. Снижение в три раза воздушных выбросов предприятия положительно сказалось на состоянии древостоев, но состояние возобновления и напочвенного покрова ухудшается.

### Литература

Гусев И. И. Строение и особенности таксации ельников Севера. М.: Лесная пром-ть, 1964. 76 с.

Пугачевский А. В. Ценопопуляции ели: структура, динамика, факторы регуляции. Минск: Наука и техника, 1992. 204 с.

Робакидзе Е. А., Торлопова Н. В. Изменение видового состава напочвенного покрова ельников и минерального состава листьев *Vaccinium vitis-idaea* и *V. myrtillus* (Ericaceae) в условиях аэротехногенного загрязнения в Республике Коми // Растительные ресурсы. 2013. Т. 49. № 1. С. 65–77.

Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forest. Hamburg, Prague, 1994. 177 p.

## К ОСОБЕННОСТЯМ ОЦЕНКИ ЗОЛЬНОСТИ ЛИСТЬЕВ ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЙ В ГОРОДСКИХ НАСАЖДЕНИЯХ

*О. М. Попович, Л. М. Кавеленова*

*Самарский университет, ecology@samsu.ru,*

Показатель суммарного содержания неорганических веществ в различных органах и тканях растительного организма (зольность) относится к интегральным, давно и традиционно определяемым параметрам компонентного состава фитомассы (Методы..., 1987; Физиология..., 2000). Возрождение интереса к изучению зольности фитомассы связано с перспективами использования различных форм растительного сырья для получения биотоплива и др. (Werkelin et al., 2005). Известна возможность данного показателя изменяться в зависимости от геохимического статуса местообитаний (Алексеенко, 2000), в том числе в связи с уровнем техногенного загрязнения окружающей среды (Прохорова и др., 1998).

В составе загрязнителей атмосферного воздуха широко представлен аэрозольный комплекс, включающий природные (частицы горных пород, почвы, пыльцевые зерна, споры грибов и пр.) и техногенные компоненты. Помимо их природы и источников происхождения, они существенно различаются по размерам, причем данный показатель влияет на их поведение в воздухе. Ультрамелкие частицы диаметром около 0,1 мкм, ведут себя подобно газовым молекулам и подвержены диффузии. Частицы диаметром от 1 до 10 мкм переносятся потоками воздуха и отлагаются ими на поверхностях, частицы крупнее 10 мкм осаждаются под действием гравитации (Janhäll, 2015). Для ультратонких частиц отмечена возможность проникать в дыхательные пути

человека, для них можно считать вероятным попадание в межклетники листа через устьица. В таком случае в техногенно загрязненной среде причинами изменения зольности листовой массы могут быть: избыточное поступление неорганических элементов из загрязненного субстрата; аэральное загрязнение фитомассы ультратонкими частицами «изнутри»; отложение аэрозольных загрязнителей на поверхности. Для оценки истинного состава фитомассы, таким образом, становится обязательным отмывание проб листьев от примесей, присутствующих на поверхности листовых пластинок (Брагина и др., 2014). Последняя операция, насколько нам известно, обычно не выполняется.

В рамках проводимого в модельных насаждениях урбосреды (г. Самара) изучения пылеосаждающей способности листьев древесных растений для проб 2014 г. были выполнены оценка оптической плотности суммарных смывов с листьев, получаемых с использованием раствора детергента, что предшествовало описанному в методике поэтапному исследованию смывов (Кавеленова, Прохорова, 1990) и определение зольности листьев, использованных для получения смывов, методом сухого озоления в муфельной печи. Оптическую плотность выражали с учетом суммарной площади листовых проб, проводя соответствующий пересчет. Объектами исследования были древесные растения, широко представленные в системе озеленения г. Самара и присутствующие во всех 5 модельных насаждениях (4 скверах и участке пригородного леса: береза повислая *Betula pendula* Roth., вяз мелколистный *Ulmus pumila* L., вяз шершавый *Ulmus glabra* Hunds., клен платановидный *Acer platanoides* L., клен ясенелистный *Acer negundo* L., липа мелколистная *Tilia cordata* Mill., ясень обыкновенный *Fraxinus excelsior* L.

Полученные данные обработали математически и использовали для расчета коэффициентов парной корреляции между рассматриваемыми показателями.

Наши результаты продемонстрировали, во-первых, неодинаковые уровень и изменчивость показателя оптической плотности смывов, во-вторых – заметные колебания показателя зольности листовой массы, также в разной мере выраженные у модельных видов растений. В качестве примера проиллюстрируем сказанное точечными диаграммами для 4 видов – двух местных и двух интродуцированных (рис.).

Оптическая плотность смывов с листьев интегрально характеризует присутствие растворенных и взвешенных веществ, получаемая в результате обработки образца листьев раствором детергента жидкость в ряде случаев опалесцировала (влияние нерастворимых частиц, сильно преломляющих свет), но чаще имела слабый желтоватый оттенок (влияние водорастворимых веществ в составе смывов). Отмечено, что оптическая плотность смывов с листьев была минимальной у клена платановидного и ясеня обыкновенного (менее 0,015), средние значения (0,025...0,035) имели береза повислая, липа мелколистная, вязы мелколистный и шершавый, максимального уровня значений достигал клен ясенелистный (более 0,05).

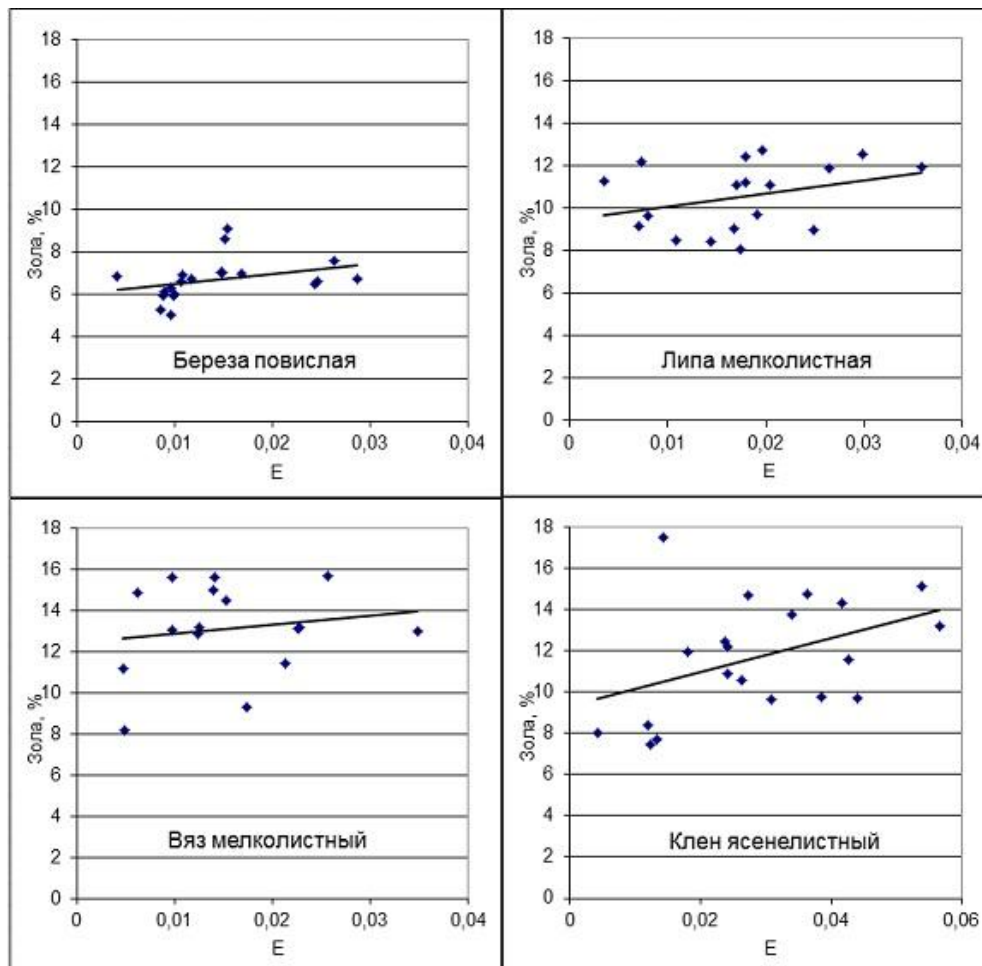


Рис. Обобщенная оценка оптической плотности смывов с листьев (E) и зольности проб листовой массы древесных растений в модельных насаждениях урбосреды (г. Самара)

По показателю зольности модельные виды распределились следующим образом: минимальные значения у березы повислой (8%) и у ясеня обыкновенного (10%), средние значения имели липа мелколистная и клен платановидный (12%), максимальные значения были достигнуты вязами мелколистным и шершавым и кленом ясенелистным (16%).

Для выполнения корреляционного анализа полученные данные были оформлены в виде матрицы, в столбцы которой внесли кодовые метки, указывающие вид растения, модельное насаждение, сроки взятия проб. Значения вычисленных коэффициентов парной корреляции показали наличие средней положительной связи между видовой принадлежностью объекта и оптической плотностью смывов ( $R=0,48$ ), а также показателями зольности листовой массы ( $R=0,59$ ). Меньшей тесноты средняя положительная связь была выявлена между показателями оптической плотности смывов и зольности фитомассы ( $R=0,31$ ). Это может означать, что предположение о возможности поступления ультратонких частиц в листовые пластинки в условиях контакта аэрозолей с листьями не лишено оснований. Таким образом, в техногенно преобразованной среде определение показателя зольности листьев древесных

растений будет давать заведомо «завышенные» показатели, и данный факт не будет полностью устранен смывом с листьев пылевых примесей.

### Литература

- Алексеев В. А. Экологическая геохимия. М.: Логос, 2000. 627 с.
- Брагина О. М., Власова Н. В., Кравцева А. П., Петрова А. Б., Помогайбин Е. А., Трубников А. М., Янков Н. В. Особенности химического состава фитомассы некоторых дикорастущих и культивируемых древесных растений: к оценке зольного компонента // Известия Самарского научного центра РАН. Т. 16 № 1(3). Самара, 2014. С.724–727
- Кавеленова Л. М., Прохорова Н. В. К оценке пылеулавливающей способности листьев древесно-кустарниковых растений // Вопросы лесной биогеоценологии, экологии и охраны природы в степной зоне. Куйбышев, 1990. С. 104–107.
- Методы биохимического исследования растений / Под ред. А. И. Ермакова. М.: Агропромиздат, 1987. 480 с.
- Прохорова Н. В., Матвеев Н. В., Павловский В. А. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими и культурными растениями в лесостепном и степном Поволжье. Самара: Изд-во «Самарский университет», 1998. 131 с.
- Физиология и биохимия сельскохозяйственных растений / Под ред. Н. Н. Третьякова. М.: Колос, 2000. 640 с.
- Janhäll S. Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion // Atmospheric Environment. 2015. V. 105. P. 130–137.
- Werkelin J., Skrifvars B.-J., Hupa M. Ash-forming elements in four Scandinavian wood species. Part 1: Summer harvest // Biomass and Bioenergy. 200. V. 29. P. 451–466.

## МОНИТОРИНГ ДИНАМИКИ ПОЛИВНЫХ НОРМ ГОРОХА ПОСЕВНОГО В УСЛОВИЯХ ЛЕТНЕГО ТЕПЛИЧНОГО ОПЫТА ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

*Я. В. Пухальский, С. И. Лоскутов*  
ФГБНУ ВНИИСХМ, *Jankiss88@gmail.com*

Горох, как мезофит, требователен к влаге и превышает по этому показателю фасоль, чечевицу, чину и нут (Макашева, 1973). Объектами для исследований были: уникальный мутант гороха посевного (*Pisum sativum* L.) SGEcd<sup>1</sup> характеризующийся повышенной устойчивостью и уровнем накопления кадмия (Tsyganov, 2007) и кобальта (Belimov, 2016), а также исходная дикая линия SGE. В ходе прошлых экспериментов на гидропонной культуре, растения мутанта отличались повышенным уровнем оводненности клеток при поступлении воды из корня в побеги и уровнем транспирации (Belimov, 2015).

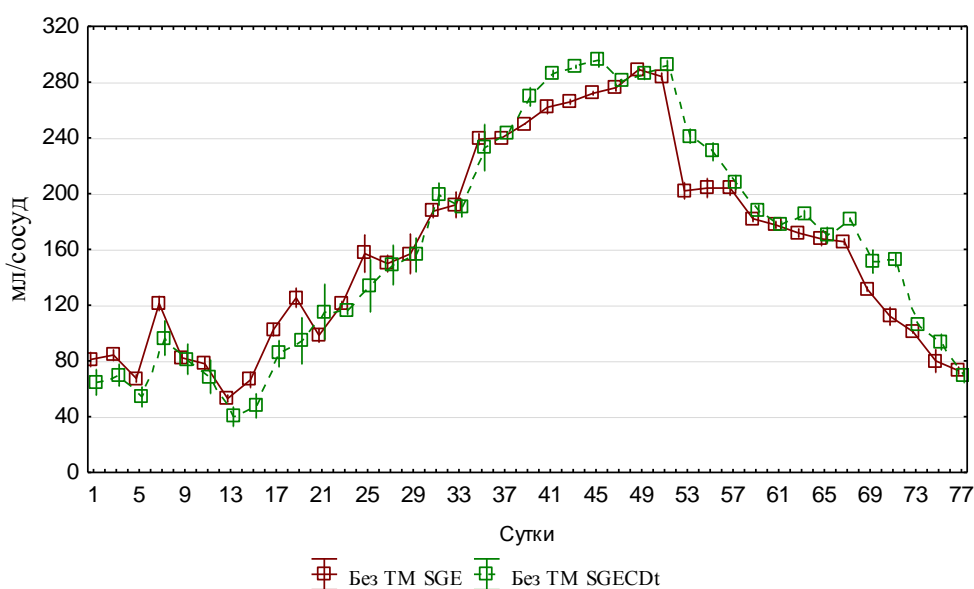
Целью данного исследования был мониторинг режима водопотребления растений по фазам роста и развития в условиях летнего тепличного опыта на почвенном субстрате при загрязнении тяжелыми металлами (ТМ): кадмием и/или кобальтом (15 мг/кг и 50 мг/кг в форме растворов солей – CdCl<sub>2</sub> и CoSO<sub>4</sub>). Опыты проводились в 2013–2014 гг. на территории научно-

исследовательского института сельскохозяйственной микробиологии (ФГБНУ ВНИИСХМ, Санкт-Петербург – Пушкинский район).

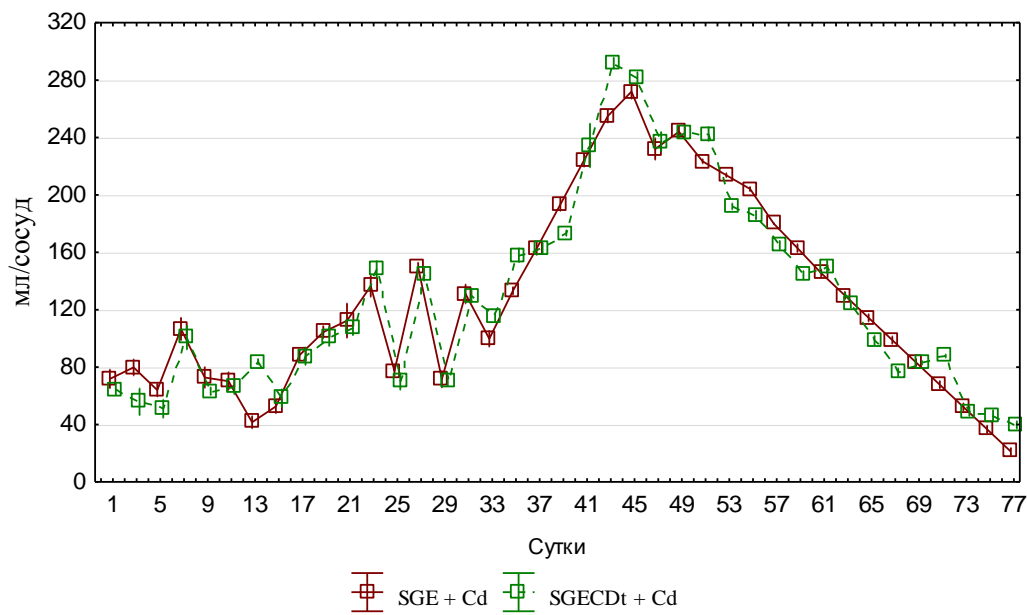
Климат Ленинградской области характеризуется умеренно тёплым летом. Её территорию подразделяют на пять агроклиматических районов. Пушкинский район относится ко второй агроклиматической зоне (Журина, 2002; Стружкова, 2016). Средняя температура за 2013 и 2014 гг. была одинакова и равнялась 19,0 °С. Средние показания по относительной влажности воздуха за 2013 г. составили 69% и 66% за 2014 г. Область принадлежит к первой световой зоне РФ, где свет также не является главным критерием в расчетах транспирации и норм влагопотребления. Здесь почти в течение всего года преобладает большая облачность, которая уменьшает продолжительность солнечного сияния, составляющего всего 35–40% от возможной продолжительности за год. Максимум часов солнечного сияния наблюдается в июне–июле и составляет 260–330 часов, или 50–60% от возможной продолжительности. Суммы ФАР за вегетационный период изменяются в пределах от 930 до 1090 МДж/м<sup>2</sup>, а за безморозный период в пределах от 700 до 1200 МДж/м<sup>2</sup> (Пигольцина, 2009).

Образцы растений выращивали в четырехкратной повторности на варианте, в сосудах с залежной слабоокультуренной дерново-подзолистой почвой, отобранной в 2013 г. на опытном поле Ленинградского НИИ сельского хозяйства (НИИСХ) вблизи пос. Белогорка (Ленинградская обл.) из горизонта А1. Для исключения из расчетов физического испарения влаги самой почвой, в эксперименты были включены сосуды с почвой без растений.

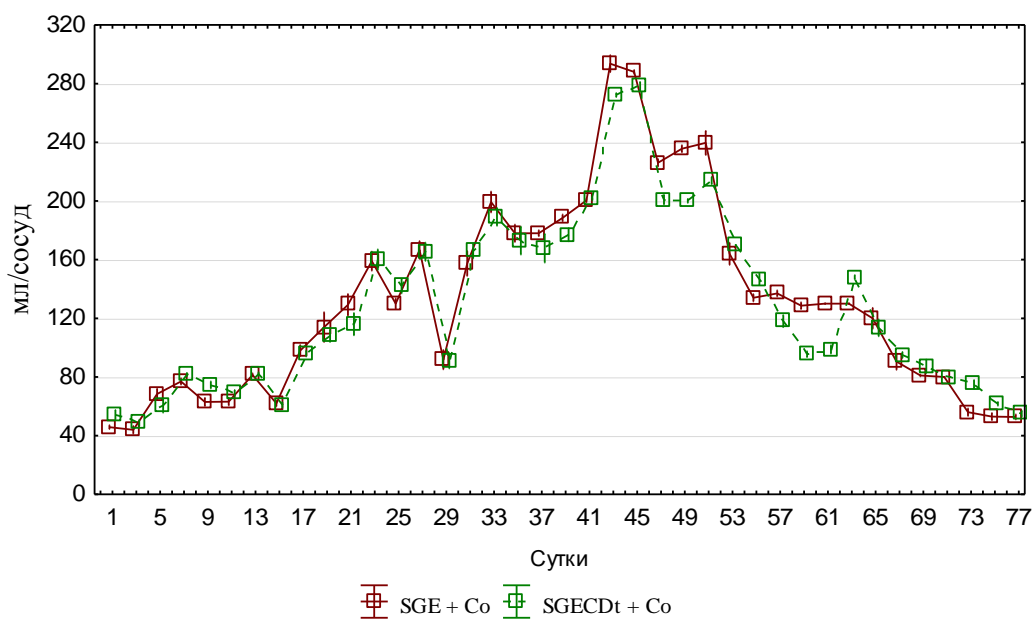
Количественные величины среднесуточных норм полива определяли весовым методом (рис. 1–8).



Вертикальные отрезки обозначают ошибку средних  
Рис. 1. Динамика поливных норм растений гороха на контроле за 2013 год

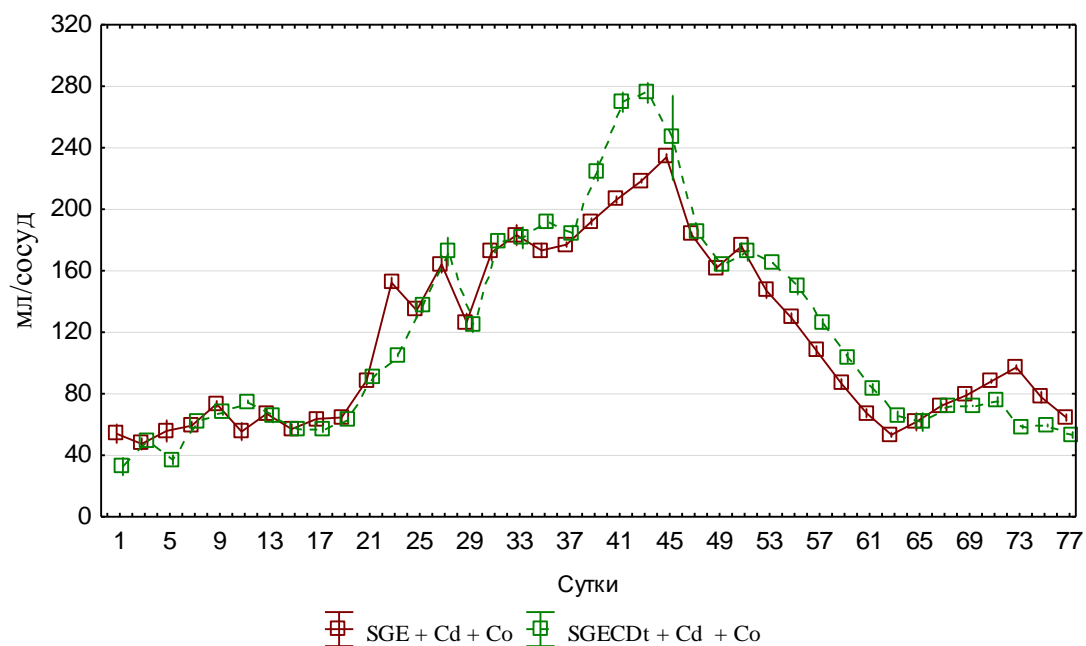


Вертикальные отрезки обозначают ошибку средних  
 Рис. 2. Динамика поливных норм растений гороха с внесением кадмия за 2013 год



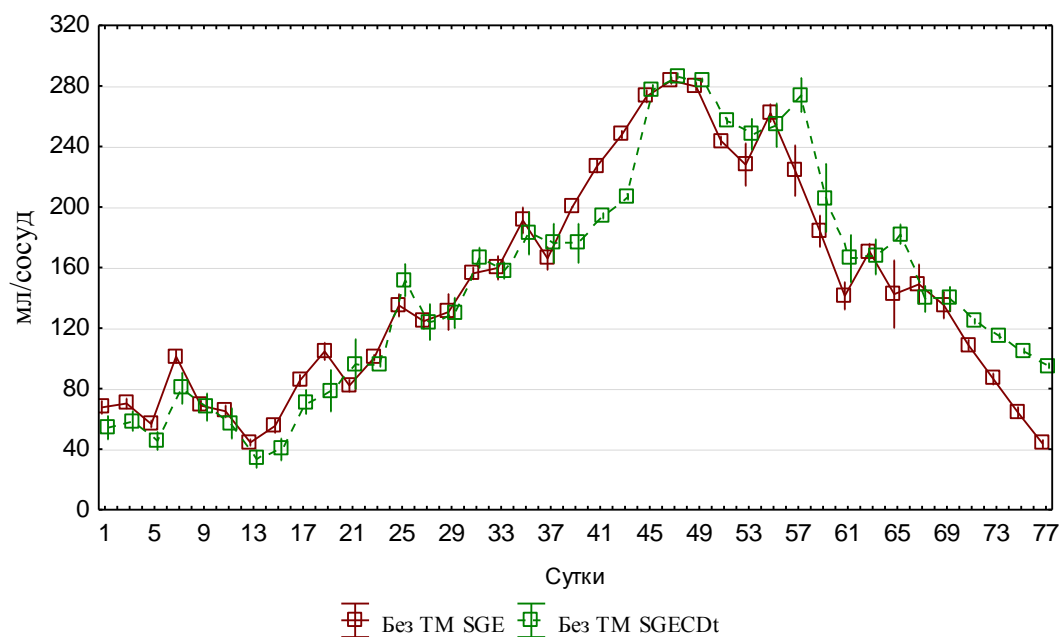
Вертикальные отрезки обозначают ошибку средних  
 Рис. 3. Динамика поливных норм растений гороха с внесением кобальта за 2013 год





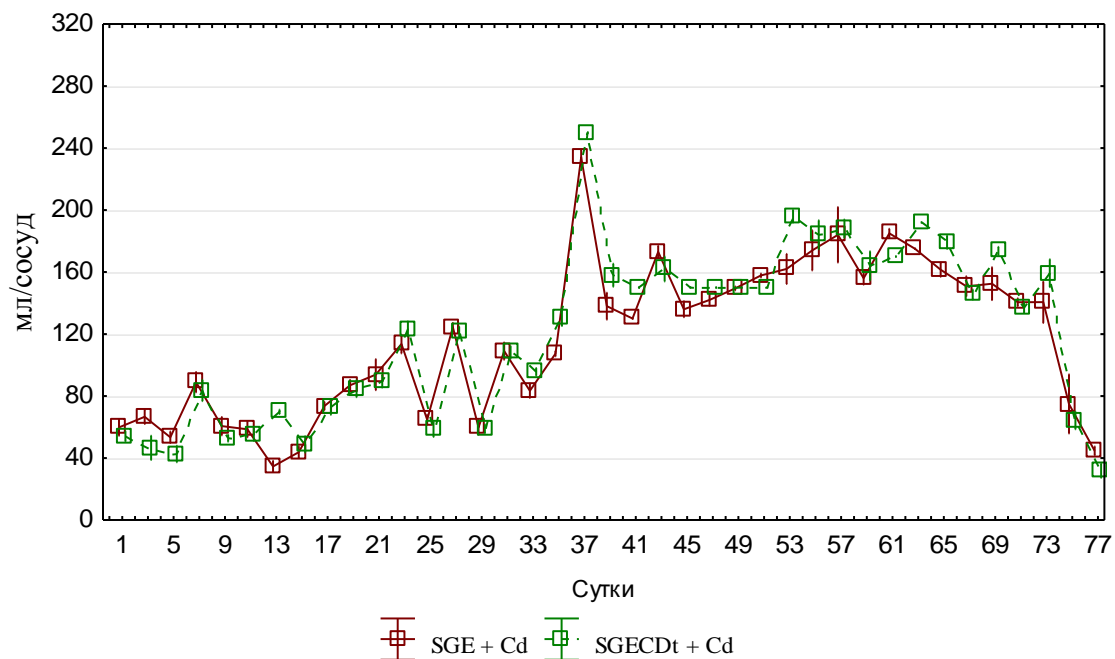
Вертикальные отрезки обозначают ошибку средних

Рис. 4. Динамика поливных норм растений гороха с внесением кадмия и кобальта за 2013 год



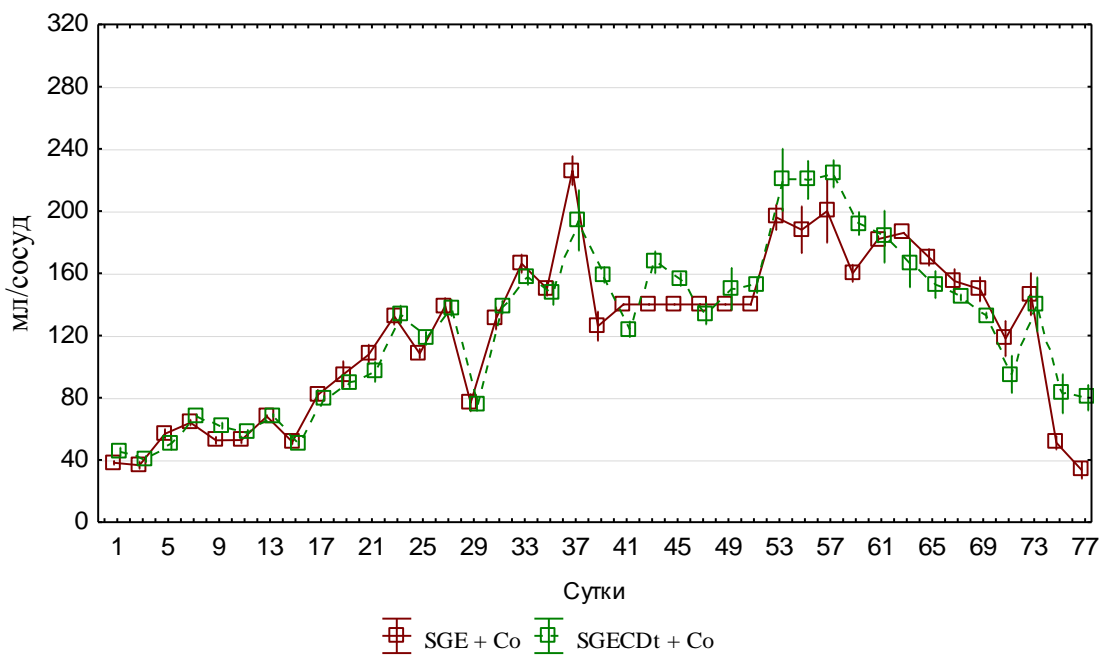
Вертикальные отрезки обозначают ошибку средних

Рис. 5. Динамика поливных норм растений гороха на контроле за 2014 год



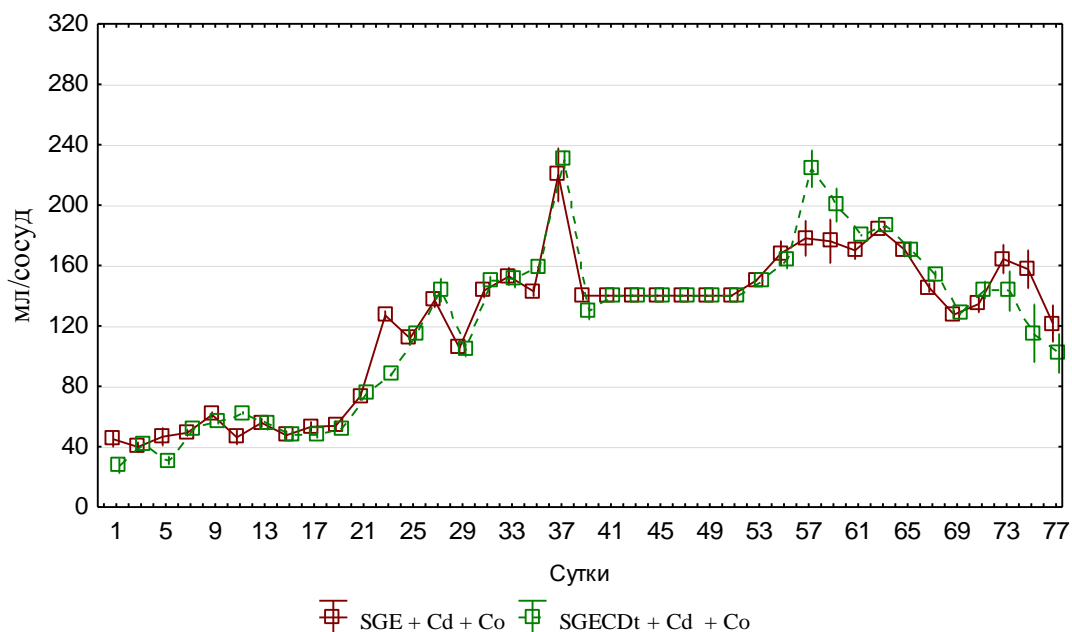
Вертикальные отрезки обозначают ошибку средних

Рис. 6. Динамика поливных норм растений гороха с внесением кадмия за 2014 год



Вертикальные отрезки обозначают ошибку средних

Рис. 7. Динамика поливных норм растений гороха с внесением кобальта за 2014 год



Вертикальные отрезки обозначают ошибку средних  
 Рис. 8. Динамика поливных норм растений гороха с внесением кадмия и кобальта за 2014 год

Обработку экспериментальных данных проводили с помощью статистических программ Statistica 6.0 (StatSoft Inc., USA) и PAST 3,14 (Paleontological Statistics, Norway).

В результате проведенного двухфакторного дисперсионного анализа установлено, что за 2013 год влияние генотипа на потребление растениями гороха влаги не значимо ( $p=0,704$ ,  $F=0,174$ ). Также не достоверны различия за 2014 год, но имеется тенденция в различиях ( $p=0.117$ ,  $F=4,765$ ).

В целом, по графикам (рис. 9, 10), можно сделать вывод, что существенной разницы между влагопотреблением мутантом и диким типом по почве не обнаружено.

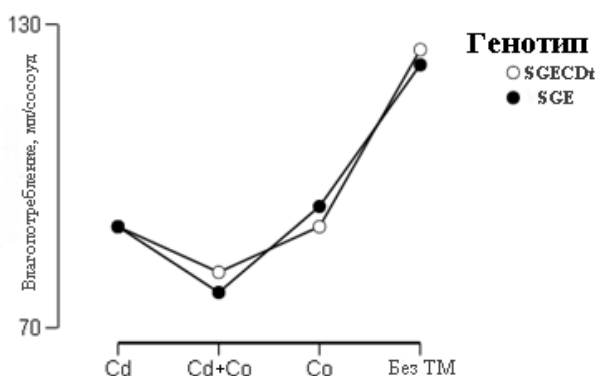


Рис. 9. График зависимости влагопотребления растений от внесения в почву тяжелых металлов за 2013 г.

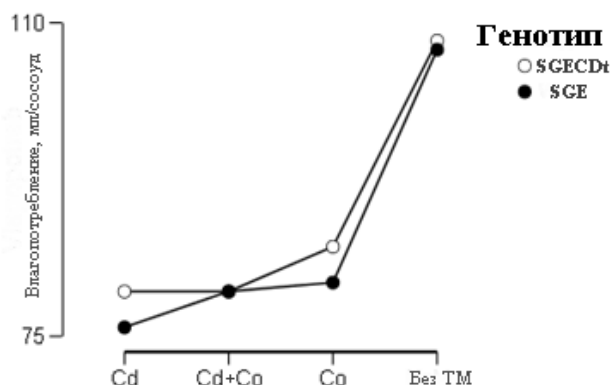


Рис. 10. График зависимости влагопотребления растений от внесения в почву тяжелых металлов за 2014 г.

В среднем действие кадмия снижало водопотребление на 27–30%, а кобальт на 20–25%, по сравнению с контролем. По уровню статистической значимости в сравнении с контролем они равноценны в обоих годах, для кадмия и кобальта в сравнении с контролем ( $p=0,003$ ) за 2013 г. За 2014 г. уровень статистической значимости для кадмия равнялся  $\leq 0,001$ , для кобальта 0,002. Интересен также тот факт, что совместное внесение металлов снижает водопотребления растений гороха на уровне кадмия на обоих генотипах – 27–29% с максимальным уровнем статистической значимости в сравнении с контролем равным 0,001, за 2013 и 2014 гг.

Необходимость в проведении многолетних наблюдений позволит более полно охарактеризовать генотипы по нормам влагопотребления в условиях техногенной нагрузки на почву и создать регрессионную модель с расчётом биоклиматических коэффициентов по фазам роста и развития растений.

*Работа выполнена при поддержке РФФИ (проект 14-16-00137).*

#### Литература

Журина Л. Л. Методические указания по составлению агроклиматической характеристики хозяйства (района) для студентов агрономических специальностей (Ленинградская область). СПб., 2002. 20 с.

Макашева Р. Х. Горох. Л.: Колос, 1973. 312 с.

Пигольцина Г. Б. Ресурсы солнечной радиации Ленинградской области // Общество. Среда. Развитие. 2009. № 2. С. 181–191.

Стружкова Е. А. Агроэкологическое обоснование и получение возможных уровней урожайности картофеля в условиях Ленинградской области: Дис. ... канд. с.-х. наук. Санкт-Петербург-Пушкин, 2016. 147 с.

Belimov A. A., Malkov N. V., Puhalsky J. V., Safronova V. I., Tikhonovich I. A. High specificity in response of pea mutant SGECD<sup>1</sup> to toxic metals: Growth and element composition // Environmental and Experimental Botany. 2016. № 128. P. 91–98.

Belimov A. A., Dodd I. C., Safronova V. I., Malkov N. V., Davies W. J., Tikhonovich I. A. The cadmium-tolerant pea (*Pisum sativum* L.) mutant SGECD<sup>1</sup> is more sensitive to mercury: assessing plant water relations // Journal of Experimental Botany. 2015. V. 66. № 8. P. 2359–2369.

Tsyganov V. E., Belimov A. A., Borisov A. Y., Safronova V. I., Georgi M., Dietz K.-J., Tikhonovich I. A. A chemically induced new pea (*Pisum sativum* L.) mutant SGECD<sup>1</sup> with increased tolerance to and accumulation of cadmium // Annals of Botany. 2007. № 99. P. 227–237.

### ДИНАМИКА СОСТОЯНИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА УЧАСТКАХ РЕМЕДИАЦИИ С ПРИМЕНЕНИЕМ РАЗЛИЧНЫХ ПОДХОДОВ ВБЛИЗИ КОМБИНАТА «СЕВЕРНИКЕЛЬ»

*Т. А. Сухарева, Л. Г. Исаева*

*Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ,  
sukhareva@inep.ksc.ru*

Проблема восстановления лесных территорий, нарушенных воздушным промышленным загрязнением, имеет особую актуальность в Мурманской области, которая является одним из наиболее индустриально развитых регионов

России. Metallургические комбинаты «Североникель» и «Печенганикель» являются главными источниками атмосферного загрязнения тяжёлыми металлами и диоксидом серы в регионе. Непосредственно к источникам промышленных выбросов, как правило, примыкают «техногенные пустоши» с погибшей растительностью и эродированными почвами. Эти территории перемежаются с техногенными березовыми и ивовыми редколесьями с нарушенным или полностью разрушенным напочвенным покровом.

С 2003 по 2006 гг. в окрестностях г. Мончегорска проводились работы по восстановлению техногенных пустошей Мончегорским лесхозом при научной координации восстановительных работ Институтом проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН. Восстановление растительности осуществлялось по рекомендациям, разработанным ИППЭС КНЦ РАН, его непосредственном участии и проведении постоянных наблюдений за состоянием растительности в течение более 10 лет.

Для восстановления растительности на техногенных пустошах в районе медно-никелевого производства были применены различные подходы. При использовании сельскохозяйственного (инвестиционного) подхода в окрестностях г. Мончегорск выполнялись планировка территории бульдозером и создание насыпного слоя на основе осадка сточных вод (ОСВ) (песок, полусгнившие сырые опилки, известь), торфа (торф, опилки, песок), торфа и ОСВ (торф, сухой ОСВ, немного свежих опилок и кальциевое удобрение) или только торфа. Экологический или сукцессионный подход не предусматривал планировки и специальной подготовки территории. В данном случае предварительная подготовка почвы не проводилась, то есть камни и растительные остатки не убирались, так как они служат естественными барьерами для задержания мелиорантов и семян растений, а растительные остатки – источником органического вещества (Исаева и др., 2010). Посадка лиственных древесно-кустарниковых пород с одновременным внесением удобрений и посевом многолетних трав (злаков) использовалась и при инвестиционном и при сукцессионном подходах.

Целью работы явилось изучение многолетней динамики (2003–2014 гг.) состояния растительности на участках ремедиации с применением различных подходов, расположенных в зоне действия комбината «Североникель» и его окрестностях на основе листовой диагностики древесно-кустарниковых пород (березы, сосны, ивы).

В 2014 г. были отобраны пробы листьев с древесно-кустарниковых пород на участках ремедиации, где были применены различные подходы восстановления растительности.

Анализ состояния растительности на основе листовой диагностики на участках восстановления техногенных пустошей в зоне влияния комбината «Североникель» показал, что древесно-кустарниковые породы обладают высокой поглощающей и аккумулирующей способностью. В условиях атмосферного загрязнения ассимилирующие органы березы и ивы поглощают и аккумулируют значительную часть техногенных элементов – никеля, меди,

кобальта, кадмия, свинца. На участках ремедиации в листьях ивы концентрации тяжелых металлов – никеля, меди, кобальта, кадмия, свинца выше, чем в листьях березы и хвое сосны. Известно, что ива является концентратором тяжелых металлов и в некоторых исследованиях предлагается в качестве древесной породы используемой для очистки почвы от тяжелых металлов (Saarsalmi, 1984).

Данные химического состава ассимилирующих органов ивы и березы при применении сельскохозяйственного и инвестиционного подходов свидетельствуют о тенденции к оптимизации минерального питания растений. За исследуемый период (2003–2014 гг.) отмечено снижение никеля и меди (рис. 1, 2), а также кобальта, кадмия, свинца в листьях ивы и березы.

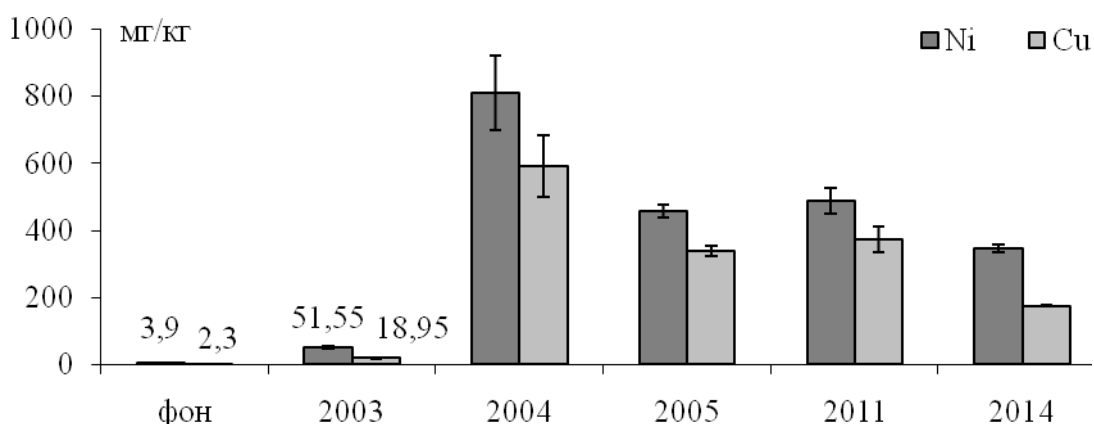


Рис. 1. Динамика содержания никеля и меди в листьях ивы (посадка 2003 г. в насыпной слой на основе ОСВ)

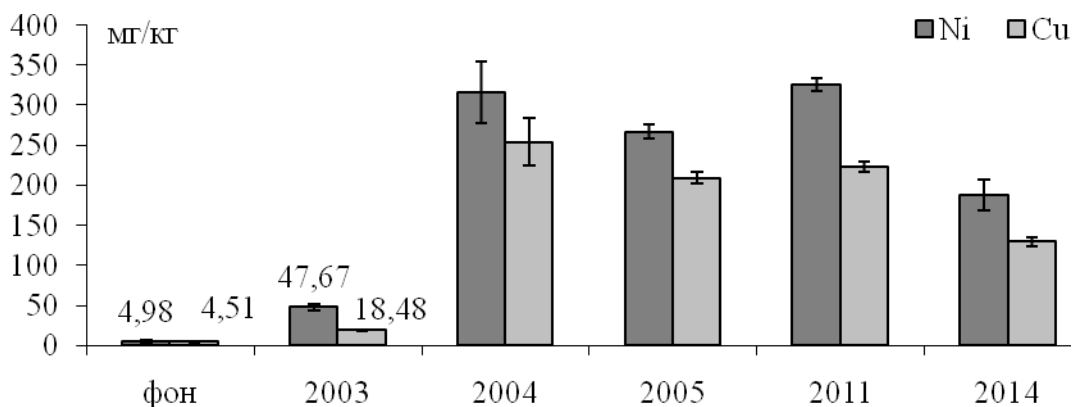


Рис. 2. Динамика содержания никеля и меди в листьях березы (посадка 2003 г. в насыпной слой на основе ОСВ)

Ремедиационные мероприятия способствовали повышению содержания в аккумулирующих органах ивы и березы важнейших для функционирования растений элементов питания – Са, К, Р (рис. 3). Одновременно снижается содержание Mg и Zn в листьях.

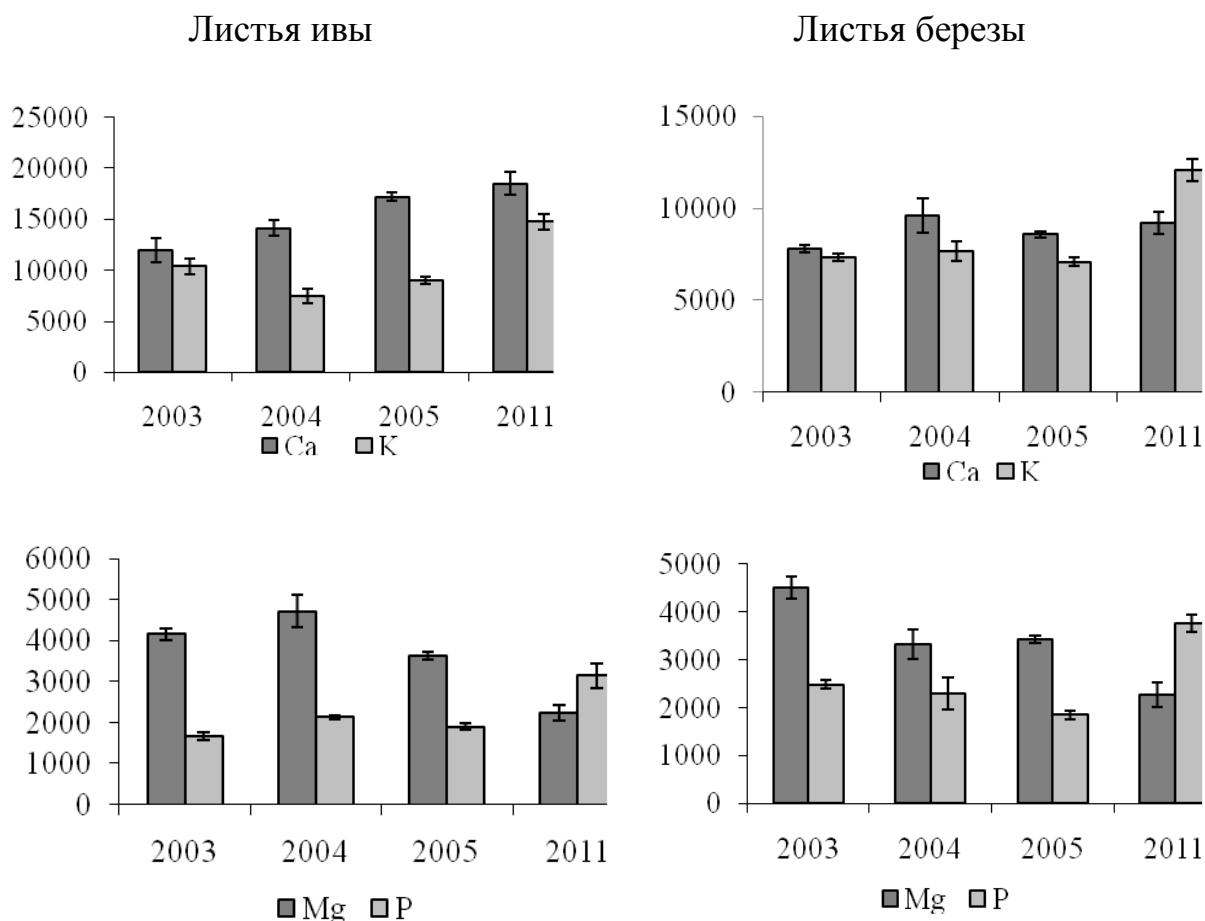


Рис. 3. Динамика содержания основных элементов питания в ассимиляционных органах древесно-кустарниковых пород (посадка 2003 г. в насыпной слой на основе ОСВ), мг кг<sup>-1</sup> абс. сухого вещества

Отрицательным моментом является значительное снижение содержания Mn в ассимилирующих органах ивы и березы (почти в 5 раз). Значительное снижение концентрации марганца в ассимилирующих органах ивы и березы связано с дефицитным содержанием доступных форм Mn в исходном субстрате. В почвенном субстрате также отмечается снижение доступности Mn. Можно говорить, что в настоящее время посадки испытывают дефицит данного элемента.

В условиях атмосферного загрязнения изменяется соотношение различных элементов питания, что приводит к разбалансированности минерального состава растений. Соотношение K-Ca, K-Mg имеет особое значение, поскольку данные элементы минерального питания взаимосвязаны в процессе метаболизма. Калий играет существенную роль в процессах биосинтеза, превращения энергии, транспорта углеводов, в регуляции мембранного потенциала клеток и потока веществ через них, магний и кальций являются активаторами многих ферментативных реакций. Данные соотношения рекомендуют использовать в качестве дополнительного индикационного признака при экологическом мониторинге техногенного загрязнения (Kopinga, Burg, 1995). Сравнительная характеристика величин отношений K-Ca, K-Mg в посадочном ма-

териале за многолетний период (2003–2014 гг.) показала, что обеспеченность Са, К, Mg находится либо в пределах нормы, либо на уровне возможного дефицита. Положительным моментом является то, что содержание Са, К в листьях березы изменилось от уровня возможного дефицита в 2003–2005 гг. до нормальной обеспеченности данными элементами в 2011–2014 г.

Содержание элементов питания (Са, К, Mn, Zn) в ассимилирующих органах древесно-кустарниковых пород при применении инвестиционного подхода выше, чем при использовании сукцессионного подхода.

Осенью 2004 г. на участок с применением насыпного грунта на основе торфа (инвестиционный подход), кроме ивы и березы было высажено более 600 экз. саженцев сосны скрученной канадского происхождения архангельской репродукции (сосна была высажена работниками ООО НПО «Алкахест» г. Архангельск). В начале июня 2005 г. вся хвоя сосны имела бурый цвет. В августе 2005 г. обнаружено, что у некоторых сосен верхушечная почка осталась живой и дала новую хвою. Большинство сосен засохло. В 2008 г. на участке насчитали 104 сосенки, средняя высота которых составила  $0,3 \pm 0,02$  м. Из 600 высаженных сосенок живых саженцев сосны в сильно ослабленном и умирающем состоянии осталось 2,3%. За 2004–2008 гг. 97,7% сосенок засохло. По обследованиям 2008 г. у 13,5% сосен была только хвоя текущего года, у 3,8% – сломана верхушка. Почти все сосны имели 5 и 6 категорию жизненного состояния (засохшие в текущем году и сухостой прошлых лет). В 2014 г. некоторые сосны имели удовлетворительное состояние и хвою от 1 до 3-х лет. Состояние оставшихся саженцев сосны и их состояние подтверждает эффект снижения выбросов комбинатом «Североникель» (Исаева, 2015).

В хвое текущего года по сравнению с хвоей 1–3-х летнего возраста отмечено более высокое содержание калия (до 7744 мг/кг абс. сухого веса) и фосфора (до 1680 мг/кг). Данные элементы являются подвижными и способны реутилизироваться из старых ассимилирующих органов в более молодые. В хвое 1–3 лет возрастает содержание кальция (до 5899.5 мг/кг) и марганца (до 499 мг/кг).

С возрастом в ассимилирующих органах сосны аккумулируются тяжёлые металлы: в хвое 1–3-х летнего возраста концентрации никеля и меди выше, чем в хвое текущего года в 2 и 2,8 раза соответственно. На участке ремедиации значения никеля и меди в хвое сосны превышают фоновые значения в 33,5 и 4,6 раза соответственно (рис. 4).

Многолетние исследования (1999–2016 гг.) показывают эффективность посадки лиственных древесно-кустарниковых пород с одновременным внесением удобрений и посевом многолетних трав. Не рекомендуется посадка хвойных деревьев на начальных этапах восстановления в связи с их плохой приживаемостью в условиях атмосферного загрязнения.

Оптимизация питательного режима методом внесения недостающих элементов в почву позволяет стабилизировать состояние нарушенных лесов и способствует развитию пионерных сообществ из местных видов на территориях, занятых пустошами. Отмечается активное заселение участков восста-



новления растительности на участках местными видами ив, иван-чаем, мхами и другими растениями.

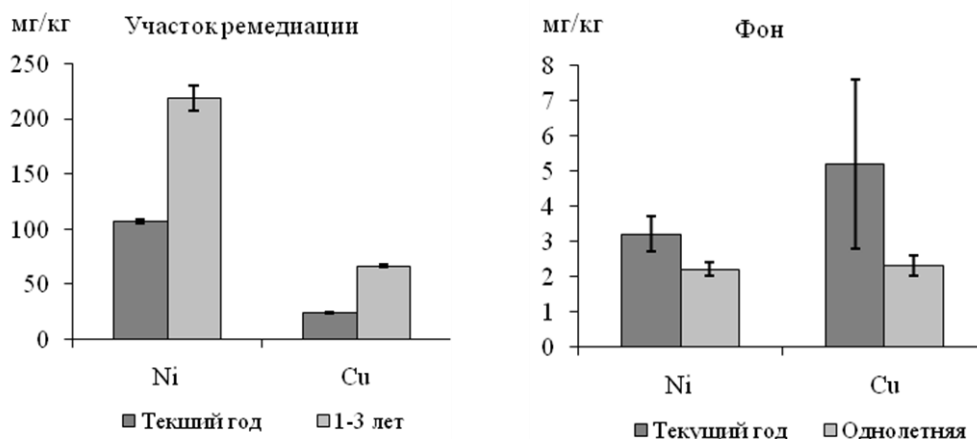


Рис. 4. Содержание никеля и меди в хвое разного возраста на участке ремедиации (сосна скрученная, в 2014 г.) и в условиях фона (сосна обыкновенная, в 2012 г.)

На участках ремедиации существенного усыхания древесно-кустарниковых пород не отмечено, выявлено заметное улучшение состояния сосны скрученной и появление всходов сосны обыкновенной, активное появление всходов ивы.

Для успешного восстановления нарушенных территорий необходимо использовать несколько видов деревьев и кустарников. Это связано с тем, что биологическая особенность и различная поглотительная и аккумулирующая способность растений обеспечивают эффективную биологическую консервацию техногенных элементов.

Растительность на рекультивируемых участках произрастает в условиях действующего производства и подвергается воздействию нагрузки тяжелых металлов, поэтому необходим дальнейший контроль за состоянием растений с использованием метода листовой диагностики. В перечень контролируемых параметров в обязательном порядке должно быть включено содержание тяжелых металлов (Cu, Ni, Co, Pb, Cd), обладающих высокой токсичностью в отношении биоты и важнейших для функционирования растений элементов питания (N, P, K, Ca, Mg, Mn).

На участках рекультивации до момента их полного зарастания естественной растительностью и формирования вторичной экосистемы, близкой к экосистеме зонального типа, следует осуществлять мониторинговые работы за состоянием растительности.

### Литература

Исаева Л. Г. Состояние растительности на участках ремедиации в окрестностях г. Мончегорск // Проблемы изучения и сохранения растительного мира Восточной Финляндии. Тезисы докладов Междунар. совещания, посвящ. 100-летию со дня рождения М.Л. Раменской. Апатиты, 15–19 июня 2015. Апатиты, 2015. С. 38–39.

Исаева Л. Г., Лукина Н. В., Белова Н. В. Опыт восстановления растительности на техногенных пустошах вокруг комбината «Североникель»: методы, сравнительный анализ // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения. Материалы III Всерос. науч. конф. с междунар. участием. Часть 2. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2010. С. 28–33.

Исаева Л. Г., Лукина Н. В., Горбачева Т. Т., Белова Е. А. Ремедиация нарушенных территорий в зоне влияния медно-никелевого производства // Цветные металлы. 2011. № 11. С. 66–70.

Kopinga J., van den Burg J. Using soil and foliar analysis to diagnose the nutritional status of urban trees // J. Arboric. 1995. V. 21. P. 17–24.

Saarsalmi A. Biomass production and nutrient consumption in Salix' Aquatica Gigantea' plantation // Folia Forestalia. 1984. V. 602. 29 p.

## **ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЛЮМИНЕСЦЕНТНЫХ БАКТЕРИАЛЬНЫХ СЕНСОРОВ ПРИ БИОДИАГНОСТИКЕ АНТРОПОГЕННО-ПРЕОБРАЗОВАННЫХ ПОЧВ г. РОСТОВ-НА-ДОНУ**

*С. Н. Горбов, М. Н. Сазыкина, О. С. Безуглова, И. С. Сазыкин  
Южный федеральный университет, sngorbov@sfedu.ru*

Для урбанизированных территорий характерна высокая вариабельность экологических параметров, сопряженная с разнонаправленным характером источников загрязнения, что затрудняет применение традиционных методов мониторинга окружающей среды, в том числе и с использованием методов биодиагностики. Разработка и внедрение новых методов биотестирования почвенных проб позволяет получить интегральную токсикологическую характеристику природных сред независимо от вида загрязнения, поскольку большая часть загрязняющих веществ, в связи с отсутствием оборудования, методик и стандартов, аналитически не определяется. В этой связи методы биодиагностики приобретают все большую популярность (Дятлов, 2000; Ma et al., 2014).

Процессы урбанизации приводят к формированию природно-антропогенных комплексов, которые необходимо рассматривать как целостную систему. Для нее характерно специфическое взаимодействие всех природных и антропогенных компонентов окружающей среды, из которых почва является базовой составляющей, при этом становясь депонирующей средой, она начинает выполнять, прежде всего, протекторные функции. В условиях города такой фактор почвообразования, как антропогенное воздействие приводит к формированию специфических типов почв, ранее не характерных для естественного почвенного покрова. В Ростове-на-Дону основой для формирования городских почв послужили, преимущественно, черноземы обыкновенные карбонатные (Calcic Chernozem) различной мощности и гумусированности, претерпевшие изменения под влиянием инситного технопедогенеза (Горбов, Безуглова, 2013). В настоящей работе рассматриваются поверхностные горизонты антропогенно-преобразованных почв (урбостратоземы черноземовидные, Urbic Technosol Molic (World References Base for Soil Resources,

2007)), а именно дневные горизонты «урбик», отобранные в местах интенсивного антропогенного воздействия. Пробы отбирались в зонах повышенного трафика автотранспорта в различных частях города, а также на территории АЗС, где отбор был приурочен к участкам максимального загрязнения нефтепродуктами.

В качестве оценки экологического состояния поверхностных горизонтов антропогенно-преобразованных почв использовались люминесцентные бактериальные сенсоры, позволяющие определять в пробах почв генотоксичность, прооксидантную активность, а также оценивать присутствие в них веществ, вызывающих повреждение белков (Сазыкина и др., 2015). Мерой токсичности служил фактор индукции (I), рассчитываемый как отношение биолюминесценции опытной пробы к биолюминесценции контрольной пробы. При достоверном отличии опыта от контроля  $I < 2$  обнаруженный токсический эффект оценивали как «слабый», при  $2 < I < 10$  – как «средний», при  $I > 10$  – как «сильный» эффект.

Исследование генотоксичности участков городской территории с интенсивным трафиком автотранспорта проводилось с использованием в качестве биосенсора *E. coli* MG1655 (pRecA-lux), что позволило выявить вещества промутагенной природы в поверхностных горизонтах основной массы отобранных проб, которые приходились на промышленные районы города ( $I=1,5-1,67$ ), либо на пересечения крупных городских магистралей с высоким автомобильным трафиком ( $I=1,7-1,83$ ). При этом в горизонтах урбик центральной части города (Привокзальная площадь), кроме промутагенных веществ, были обнаружены прямые мутагены. Фактор индукции составил 1,51 и 1,62, соответственно.

Прооксидантный эффект был зарегистрирован с помощью биосенсора *E. coli* MG 1655 (pSoxS-lux), прежде всего, в поверхностных горизонтах «урбик», характеризующихся высоким загрязнением нефтепродуктами по причине непосредственной близости АЗС ( $I=1,67-1,74$ ).

Использование в качестве биосенсора *E. coli* MG1655 (pIbpA-lux), отвечающего на присутствие веществ, повреждающих белки, дало положительный ответ в присутствии проб, приуроченных к промышленной зоне города, в частности, в пробах, отобранных вблизи АЗС ( $I=1,66$ ), на Привокзальной площади ( $I=1,54$ ), на обочинах автотрасс с высоким трафиком ( $I=1,67-2,27$ ).

Таким образом, первичные исследования указывают на то, что максимальное количество эффектов, зарегистрированных с помощью бактериальных lux-сенсоров, приурочено к поверхностным горизонтам «урбик» антропогенно-преобразованных почв промышленной зоны старой части города Ростов-на-Дону (Привокзальная площадь), что, в свою очередь, свидетельствует о максимальной степени ее совокупной загрязненности.

*Исследование выполнено в рамках проекта № 213.01-2015/002ВГ базовой части внутреннего гранта ЮФУ с использованием оборудования ЦКП «Биотехнология, биомедицина и экологический мониторинг».*

## Литература

Горбов С. Н., Безуглова О. С. Трансформация черноземов в условиях инситного урботехнопедогенеза // Современное состояние черноземов: Материалы Междунар. науч. конф. Ростов-на-Дону, 2013. С. 81–85.

Дятлов С. Е. Роль и место биотестирования в комплексном мониторинге загрязнения морской среды // Экология моря. 2000. Вып. 51. С. 83–87.

Сазыкина М. А., Мирина Е. А., Сазыкин И. С. Использование биосенсоров для детекции антропогенного загрязнения природных вод // Вода: Химия и экология. 2015. № 10. С. 67–79.

Ma XY, Wang XC, Ngo NH, Guo W, Wu MN, Wang N Bioassay based luminescent bacteria: interferences, improvements, and applications. Sci Total Environ. 2014. 468–469:1–11. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.08.028

IUSS Working Group WRB. World References Base for Soil Resources 2006. First update 2007, World Soil Resources Reports, 103, FAO, Rome. 2007. В русском переводе: Мировая коррелятивная база почвенных ресурсов: основа для международной классификации и корреляции почв. 2007. М., Тов-во научн.изд. КМК, 278 с.

## РАЗРАБОТКА БПК-БИОСЕНСОРА НА ОСНОВЕ БАКТЕРИЙ *PARACOCCLUS YEEI*, ВЫДЕЛЕННЫХ ИЗ АКТИВНОГО ИЛА

*Т. Н. Абрамова, Т. Н. Козлова, В. А. Арляпов*

*Тульский государственный университет, chem@tsu.tula.ru*

Биохимическое потребление кислорода (БПК) – количество кислорода (мг), которое необходимо затратить на аэробное биохимическое окисление под действием микроорганизмов и разложение нестойких органических соединений, содержащихся в 1 дм<sup>3</sup> исследуемой воды (Jouanneau, 2014). Данный показатель является важным параметром при оценке качества промышленных вод. Наиболее экспрессным методом определения БПК является использование биосенсора на основе иммобилизованных клеток микроорганизмов, обладающих широким спектром окисляемых органических веществ (Yudina, 2015). Требуемым свойством обладает активный ил водоочистных предприятий, однако его биоценоз неустойчив, поэтому работа биосенсоров на его основе не будет стабильна. Для создания БПК-биосенсора можно использовать микроорганизмы, выделенные из активного ила.

Целью данной работы является разработка кюветного БПК-биосенсора на основе бактерий *Paracoccus yeei* G1212, выделенных из активного ила, капсулированных в диализную мембрану.

Принцип детекции основан на том, что клетки, иммобилизованные на электроде, при взаимодействии с субстратом, активно поглощают кислород, содержащийся в кювете. Преобразователь (многофункционального анализатора «Эксперт-009») регистрирует изменение силы тока, которое пропорционально концентрации кислорода в исследуемом образце. Потенциал поляризации – 0,7В, приложенный к катоду относительно анода.

Катодная реакция:  $O_2 + 2H_2O + 4e^- \rightarrow 4OH^-$

Анодная реакция:  $4Ag + 4Cl^- - 4e^- \rightarrow 4AgCl$  (Решетилов, 2005)

С помощью глюкозо-глутаматной смеси (ГГС) были определены аналитические и метрологические характеристики БПК-биосенсора на основе бактерий *Paracoccus yeai*. Использование ГГС в качестве стандарта для определения БПК регламентировано ПНДФ (ПНДФ,14 1:2:3:4. 123–97). Для получения количественной информации о содержании анализируемых веществ в образце необходимо знать калибровочные характеристики биосенсора, поэтому градуировочная зависимость ответа сенсора от БПК является важнейшей метрологической характеристикой. По полученным экспериментальным данным была построена градуировочная зависимость отклика биосенсора от БПК в измерительной кювете (рис. 1).

Ответ биосенсора,  
мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>\*с

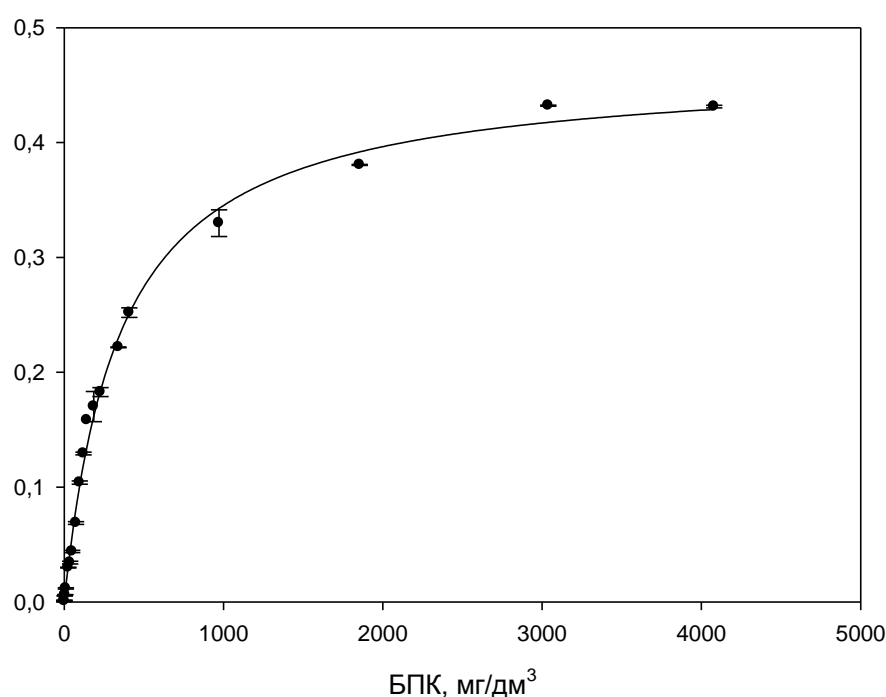


Рис. 1. Зависимость ответа биосенсора от БПК

Зависимость, приведенная на рисунке 1 хорошо описывается уравнением типа Михаэлиса-Ментен:  $R = \frac{R_{\max} [S]}{K_M + [S]}$ , где

$R_{\max}$  – максимальная скорость потребления кислорода иммобилизованными микроорганизмами, при которой все молекулы фермента участвуют в образовании фермент-субстратного комплекса. Достигается при  $[S] \rightarrow \infty$ ;

$K_M$  – эффективная константа Михаэлиса численно равна концентрации субстрата, при которой скорость ферментативной реакции достигает половины максимального значения ( $R=R_{\max}/2$ ).

Исходя из данного графика, был выбран линейный участок градуировочной кривой, ограниченный сверху  $K_M$  для выявления диапазона определения БПК, который составил 0,6–142 мг/дм<sup>3</sup>. Чувствительность БПК-

биосенсора на основе микроорганизмов, выделенных из активного ила, составила  $1,10 \pm 0,05 \cdot 10^{-3} \text{ с}^{-1}$ , и превосходит аналогичное значение, полученное для БПК-биосенсора на основе активного ила в 40 раз (Arlyarov, 2013). Длительность единичного измерения составила 6–7 минут, относительное стандартное отклонение (операционная стабильность) 8,3%.

Проведенные исследования показали, что бактерии *Paracoccus yeei* G1212, выделенные из активного ила и иммобилизованные методом капсулирования в диализную мембрану, способны окислять широкий круг субстратов (рис. 2).

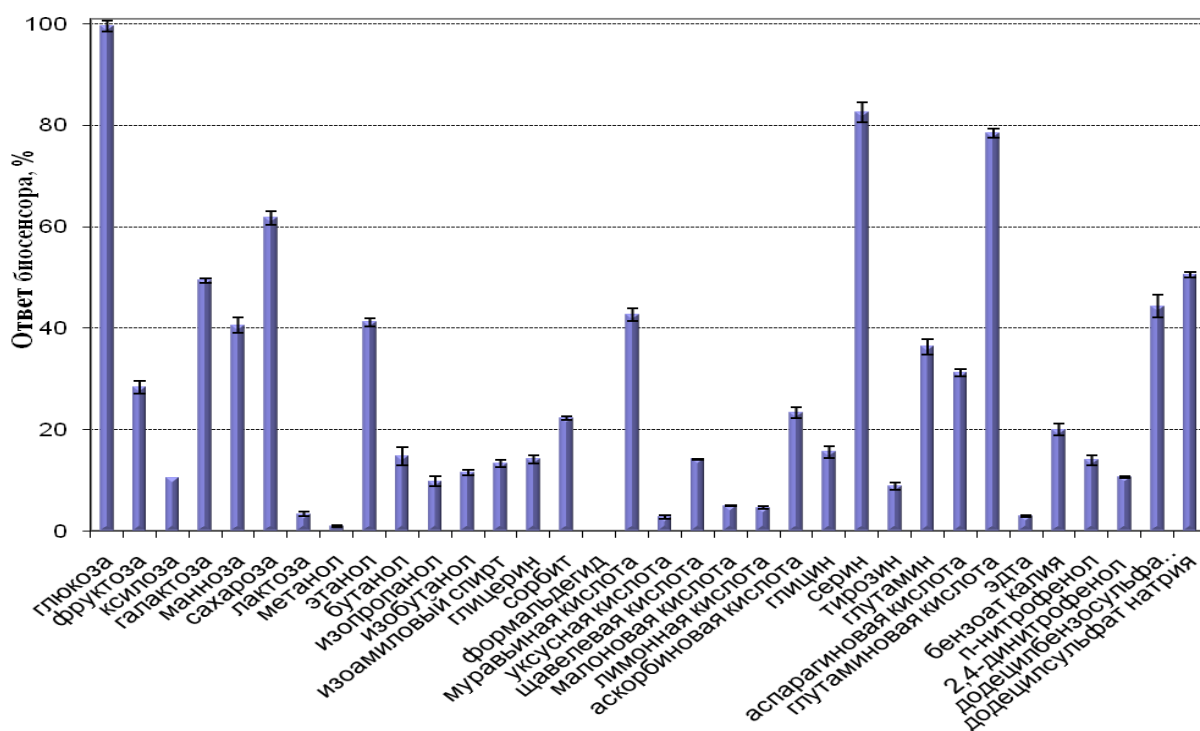


Рис. 2. Субстратная специфичность бактерий *Paracoccus yeei* G1212, иммобилизованных в диализную мембрану

Данные по субстратной специфичности представлены в процентах по отношению к максимальному отклику биосенсора – ответ на глюкозу. Анализируя данную диаграмму, можно сказать, что данный БПК-биосенсор на основе бактерий *Paracoccus yeei* может быть использован для анализа сточных вод глюкозо-паточных предприятий, производств органического синтеза, фармацевтической, парфюмерной, пищевой промышленности, анализа белковых стоков.

Проведено определение БПК<sub>5</sub> стандартным методом разбавления и с помощью биосенсора на основе бактерий *Paracoccus yeei* G1212, выделенных из активного ила (табл. 1).

Значения БПК<sub>5</sub>, определенные с помощью биосенсора во всех случаях совпадают со значением БПК<sub>5</sub>, полученными по стандартной методике, с учетом доверительных интервалов. Результаты различаются не значимо, коэффициент корреляции составляет 0,9759.

**Результаты измерения БПК образцов воды**

Анализируемые образцы воды и полупродуктов брожения	БПК <sub>5</sub> мг/дм <sup>3</sup> , измеренное с помощью биосенсора	БПК <sub>5</sub> мг/дм <sup>3</sup> , измеренное стандартным методом
Щекинское водохранилище (после охлаждения труб ГРЭС)	1,9±0,2	1,8±0,3
Щекинское водохранилище	3,5±0,1	3,2±0,4
Пруд г. Узловая	3,8±0,6	4±0,6

Таким образом, разработанный БПК-биосенсор на основе бактерий *Paracoccus yeai* G1212, выделенных из активного ила и капсулированных в диализную мембрану, можно использовать для анализа сточных вод различного происхождения.

*Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских ученых – кандидатов наук, договор № 14.Z56.16.5425-МК.*

**Литература**

Решетиллов А. Н. Микробные, ферментные и иммунные биосенсоры для экологического мониторинга и контроля биотехнологических процессов // Прикладная биохимия и микробиология. 2005. Т. 41. № 5. С. 504–513.

ПНДФ 14 1:2:3:4. 123–97. Методика выполнения измерений биохимической потребности в кислороде в пресных, подземных, питьевых, сточных и очищенных сточных водах. М., 1997. 25 с.

Arlyapov V. A., Yudina N. Yu., Ermilin I. E., Anufrieva O. M., Kozlova T. N. BOD biosensor based on the association of yeast and bacterial microorganisms. Materiai IX Międzynarodowej naukowo-praktycznej konferencji «Aktualne problemy nowoczesnych nauk – 2013» Volume 27. Ekologia. Geografia i geologia. Chemia i chemiczne technologie.: Przemysł. Nauka i studia. P. 32–33.

Jouanneau S., Recoules L., Durand M. J., Boukabache A., Picot V., Primault Y., Thouand G. Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review // Water research. 2014. Т. 49. P. 62–82.

Yudina N. Yu., Arlyapov V. A., Chepurnova M. A., Alferov S. V., Reshetilov A. N. A yeast co-culture-based biosensor for determination of waste water contamination levels. Enzyme and Microbial Technology, № 78 (2015). P. 46–53.

**МОНИТОРИНГ СОДЕРЖАНИЯ РАДИЯ-226 И  
ДОЗОВОЙ НАГРУЗКИ ОТ ЕГО ИНКОРПОРИРОВАНИЯ  
В ГИДРОФИТАХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ РАДИЕВОГО ПРОМЫСЛА**

*Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, rachkova@ib.komisc.ru*

Природный изотоп радия с массовым числом 226 обладает большим периодом полураспада (1600 лет) и множеством дочерних радионуклидов, характеризуется значительной геохимической подвижностью и биологической

доступностью. Его присутствие в составе промышленных радиоактивных загрязнений увеличивает экологические риски для живых организмов.

Высокая биологическая доступность определяется химическим сродством радия-226 с элементами II группы Периодической системы, физиологически необходимыми для растений и животных. Поскольку сам радионуклид представлен в природных растворах, даже радиоактивно-загрязнённых, в чрезвычайно низких концентрациях, он не может образовывать самостоятельные минеральные фазы. Носителями радия в силу сходства химических свойств часто становятся соединения его макроаналогов кальция и магния, которые сопровождают миграцию ионов и радийсодержащих коллоидов в экосистемах. Ранее было показано (Рачкова, 2006), что в зоне подзолистого почвообразования процессы трансформации соединений радия-226 в биологически доступные формы полностью контролируются концентрацией кальция. Эта компонента входит в качестве предиктора во все математические модели, описывающие миграцию радионуклида в почве с многолетней историей радиоактивного загрязнения.

Цель нашего исследования состояла в оценке интенсивности поступления радия-226 и дозовой нагрузки от его инкорпорирования в гидрофиты северотаёжной подзоны в условиях радиоактивного загрязнения, обусловленного промышленной добычей радия из минерализованных подземных вод.

Глубокую озабоченность общественности вызывает близость территорий бывших объектов вышеуказанного производства к селитебной и рекреационной зонам и соседство участков загрязнения с водотоками, значимыми для водоснабжения населения (р. Ухта). Ранее было показано, что гидрогенная миграция обеспечивает повышенную по сравнению с фоновыми величинами объёмную активность радия-226 в импактных водах и в стоках с территорий производственных объектов промысла. Вплотную приближаясь к нормативным границам показателя, в многолетнем цикле она варьирует от 0,005 до 0,49 Бк/л (Рачкова, Шуктомова, 2016). Речная акватория, расположенная выше по течению от участков радиоактивного загрязнения, и воды зоны техногенеза заметно более минерализованы относительно других рек бассейна (Рачкова, Шуктомова, 2010, Рачкова, Шуктомова, 2013). По данным математической обработки (Рачкова, Шуктомова, 2016), это интенсифицирует выщелачивание радионуклида из радиоактивных отходов и загрязнённой почвы.

Пространственно-временные особенности поступления радиоактивных загрязнений в реку обуславливают сильную вариабельность химического состава импактных вод по сравнению с фоновой точкой пробоотбора. Для техногенно-нарушенной территории превышение содержания щелочных и щелочноземельных элементов над соответствующей компонентой гидрохимического фона достигает 110 и 2,5 раз.

В ходе исследования интенсивности и механизмов гидрогенной миграции радия было выявлено, что его транспорт с промплощадок в речную сеть осуществляется в растворимой форме и в составе взвешенного вещества (0,45–3,5 мкм). Значительная доля радионуклида дополнительно переносится



в составе крупной взвеси с размером частиц более 3,5 мкм. При этом в период вегетации летом наблюдается тенденция к увеличению вклада грубодисперсной и взвешенной компонент твёрдой фазы водного потока (частицы крупной взвеси и взвешенного вещества) в гидрогенный перенос радия. С одной стороны, это может быть результатом сорбции его ионных форм на взвешенных веществах, с другой – следствием интенсивного поглощения радиоактивного элемента растительностью и последующей трансформации отмершей части биомассы. В свою очередь, специфика состава природных растворов – пространственно-временные особенности содержания радия и элементов минерализации в импактных и техногенных водах, а также фазовое распределение в них поллютанта оказывают влияние на интенсивность его поступления в гидрофиты.

При исследовании биосорбции радия было выявлено, что наряду с несколькими видами рдестов акваторию р. Ухта и мелких проточных водоёмов территорий техногенеза населяют водные мхи. Судя по полученным данным, они обладают особой избирательностью к поглощению радия из радиоактивно-загрязнённых минерализованных сред с удельной электропроводностью более 1000 мкСм/см. В этих условиях водные мхи демонстрируют коэффициенты накопления радионуклида, варьирующие в диапазоне от 780 до 9710 мл/г при средней величине показателя 4500 мл/г. В импактных водах р. Ухта с удельной электропроводностью до 480 мкСм/см и сравнительно меньшим избытком конкурентных ионов, чем в водной среде техногенно-нарушенной зоны, эта группа растений достигает максимальных величин в поглощении радия-226 (июнь,  $K_n = 15400$  мл/г). Химическое фракционирование биомассы мохообразных свидетельствует, что ионообменным путём (1 М раствор ацетата аммония) из неё можно вытеснить около 4% валового содержания радионуклида. Значительная интенсивность накопления радиоактивного элемента мхами может быть связана с формированием в водах органических и минеральных коллоидов, к поверхностной сорбции которых последние проявляют особую склонность. Их способность закреплять на листьях радиесодержащие коллоидные соединения подтверждается результатами химического фракционирования биомассы каллиергона гигантского, заселяющего нижнюю террасу территории хранилища радиоактивных отходов радиевого производства. Полученные данные позволяют говорить о доминирующей роли поверхностной сорбции в биоаккумуляции радия-226 мохообразными. Таким способом (фракция 0,1н серной кислоты) в их биомассе закрепляется около 70% валового содержания радионуклида. Через клеточные мембраны удаётся проникнуть лишь 27% обнаруживаемого в растениях количества радия. Для сравнения, нарциссия, отобранная в р. Ухта вблизи от территории одного из бывших химических заводов промысла, содержит кратно меньшие количества радия как поверхностно-закреплённого, так и в составе клеточных структур (5%).

Сезонные особенности биопоглощения радия гидрофитами можно наблюдать на примере рдестов, отобранных в разные месяцы лета на импактном

участке русла реки. В частности, подтверждаются ожидания относительно снижения интенсивности накопления радионуклида в биомассе в жаркий период лета за счёт более выраженного механизма депонирования во взвешях. Если в начале летнего периода в июне при диапазоне содержания радия в водной среде (7,7–20,0)  $10^{-2}$  Бк/л рдесты поглощают его с кратностью к концентрации в воде 630–5930 мл/г, то в июле при уровнях загрязнения водной среды (3,8–13,2)  $10^{-2}$  Бк/л они накапливают радионуклид с коэффициентом пропорциональности 360–5200 мл/г.

Таблица

**Содержание и коэффициенты накопления (Кн) радия-226 гидрофитами  
исследованного района**

Водоем	Содержание радия-226		Кн, мл/г в.с.в.	Уд. электро- проводность вод, мкСм/см
	в воде, $п \times 10^{-2}$ Бк/л	в биомассе, $п \times 10^{-2}$ Бк/г золь		
фоновый участок р.Ухта в районе радиевого промысла				
<i>Potamogeton gramineus</i> ,	0,5	1,6	34	530
р. Ухта, импактная зона				
<i>Potamogeton filiformis</i> , июль 2012 г.	1,6	3,8	325	62
<i>Potamogeton filiformis</i> , июль 2012 г.	0,5	13,2	5204	162
<i>Potamogeton filiformis</i> , июль 2012 г.	4,1	6,1	360	480
<i>Potamogeton gramineus</i> , июль 2012 г.	4,1	6,8	380	480
<i>Drepanocladus aduncus</i> , июнь 2013 г.	2,1	31,4	4070	470
<i>Potamogeton gramineus</i> , июнь 2013 г.	1,0	9,7	5930	468
<i>Drepanocladus aduncus</i> , июнь 2013 г.	1,9	75,7	15400	466
<i>Spirogira sp.</i> , июнь 2013 г.	3,8	12,0	1790	460
<i>Potamogeton filiformis</i> , июнь 2013 г.	3,8	7,7	630	460
<i>Potamogeton gramineus</i> , июнь 2013 г.	1,8	20,0	2270	473
территория хранилища РАО				
<i>Calliergon giganteum</i> , июнь 2012 г.	8,6	365,7	6380	1200
<i>Calliergon giganteum</i> , июнь 2012 г.	0,7	79,9	9710	1030
<i>Calliergon giganteum</i> , июнь 2012 г.	3,0	83,0	3100	1030
<i>Lemna minor</i> , июнь 2013г.	18,1	51,8	660	1200
<i>Drepanocladus aduncus</i> , июнь 2012 г.	9,8	52,8	2490	1900
<i>Drepanocladus aduncus</i> , июль 2012 г.	15,0	89,3	780	2100

Сравнение дозы внутреннего облучения, обусловленной аккумуляцией радия-226 в биомассе гидрофитов, и фоновой компоненты дозовой нагрузки от инкорпорированного радионуклида свидетельствует о значительном техногенном прессе на нарушенные водные экосистемы. При средней мощности внутреннего облучения рдестов фонового участка р. Ухта около 0,04 мкГр/ч, парциальный вклад радия-226 в ее суммарную величину для гидрофитов промышленной зоны оценивается величинами от 0,1 до 12 мкГр/ч в зависимости от времени отбора, биологического вида, а также специфики места произрастания растений. Вклад изотопов урана в интегральные величины доз внутреннего облучения, по нашим оценкам (Рачкова, Шуктомова, 2013), существенно ниже (до 0,2 мкГр/ч). В целом, все эти цифры многократно меньше значений дозовой нагрузки (400 мкГр/ч), рассматриваемой радиоэкологами в качестве пороговой для популяций растений водных и наземных экосистем.

Таким образом, результаты проведённых наблюдений позволили выявить особенности поглощения радия гидрофитами из водных минерализованных сред, содержащих как растворённые, так и взвешенные в воде физико-химические формы радионуклида. Полученные данные существенно дополняют представления о закономерностях биопоглощения радия-226 из гетерогенных по фазовому распределению радионуклида природных вод, поскольку преобладающая часть имеющейся в литературе информации относится к условиям аккумуляции радиоактивного элемента из модельных растворов его солей.

В ходе проведённых наблюдений установлено, что при минерализованности вод щелочными и щелочноземельными элементами кратно большей, чем в фоновых природных поверхностных водах района исследования, максимальной способностью к накоплению радия характеризуются водные мхи. По данным химического фракционирования биомассы, они склонны прочно закреплять радийсодержащие соединения на поверхности листьев. В дальнейшем, часть этой фракции радия под влиянием сезонных изменений состава водной среды в зоне техногенеза может преодолевать клеточные мембраны и проникать в клетку. Динамика накопления радия, исследованная на примере рдестов импактного участка русла р. Ухта, согласуется с ранее полученными данными об особенностях фазового распределения радионуклида в поверхностных водах в период вегетации. Уменьшением доли растворенного радия объясняется относительное снижение поглощения радия макрофитами в разгар лета по сравнению с его началом.

Сравнение дозы внутреннего облучения, обусловленной аккумуляцией радия-226 в биомассе гидрофитов, и соответствующей фоновой компоненты дозовой нагрузки свидетельствует о значительном техногенном прессе на биотические компоненты нарушенных экосистем. Тем не менее, проведённые расчёты подтверждают, что скрининговые мощности внутреннего облучения гидрофитов, рассматриваемые радиоэкологами в качестве пороговых, для по-

пуляций водных растений техногенно-нарушенной и импактной зон радиевого промысла не нарушены.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке проекта конкурсных программ УрО РАН № 15-2-4-26.*

### Литература

Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И. Распределение урана по компонентам водных экосистем бассейна р. Печора // АНРИ, 2010. С. 44–49.

Рачкова Н. Г. Роль сорбентов в процессах трансформации соединений урана, радия и тория в подзолистой почве: Автореф. дис. ... к.б.н., Сыктывкар, 2006. 25 с.

Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И. Сравнительный анализ миграционной способности и концентрирования природного урана в экосистемах рек Печорского бассейна // Радиационная биология. Радиоэкология. 2013. Т. 53. № 1. С. 84–94.

Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И. Фазовое распределение радия-226 в поверхностных водах района расположения бывшего радийдобывающего предприятия // Бутлеровские сообщения. 2016. Т. 45. № 3. С. 60–67.

## ИЗУЧЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И АЗОТСОДЕРЖАЩИХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОЧВЕННЫХ ОБРАЗЦАХ ТЕХНОГЕННЫХ И ФОНОВЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА ПРИМЕРЕ КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА

*Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, Е. С. Петухова<sup>1</sup>, Е. А. Бердникова<sup>1</sup>, В. Д. Колобова<sup>1</sup>,  
Ю. А. Тюкалова<sup>1</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> Вятский государственный университет,

<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

За последние годы значительно расширился спектр загрязняющих веществ, поступающих от различных видов производственной и бытовой деятельности в окружающую природную среду; изменяется характер воздействия их на природные объекты.

Основными источниками загрязнения почв тяжёлыми металлами являются выбросы предприятий чёрной и цветной металлургии, сжигание ископаемого топлива, обжиг цементного сырья. Вместе с золой на поверхность земли (в почву) поступают миллионы тонн тяжёлых металлов. Значительная их часть аккумулирована в верхних горизонтах почвы. Заметную роль в формировании почвенного антропогенного фона играют выхлопные газы автомобильных двигателей, работающих на этилированном бензине, выбросы ремонтных предприятий железных дорог в виде пыли, оседающей на почву (в основном оксиды металлов), дымовые выбросы промышленных предприятий. Источниками загрязнения биоценозов могут служить орошение водами с повышенным содержанием ТМ, внесение осадков бытовых сточных вод в почвы в качестве удобрения, поступление больших количеств ТМ при постоянном внесении высоких доз органических и минеральных удобрений и пестицидов, содержащих ТМ. Происходит постоянное увеличение масштабов загрязнения почвы тяжёлыми металлами, при этом наиболее опасно накопление в почве

металлов-токсикантов: ртути, свинца, кадмия, мышьяка и цинка. Загрязнение почв тяжёлыми металлами происходит чаще всего при совместном их присутствии.

Поведение тяжёлых металлов в почве зависит от её окислительно-восстановительных условий и кислотности. Миграционная способность меди, никеля, кобальта, цинка в восстановительной среде снижается на 1–2 порядка по сравнению с окислительной. В кислой среде большинство металлов более подвижны. В песчаных, хорошо промываемых почвах, тяжёлые металлы мигрируют в грунтовые воды и легко разносятся ими. Почвы богатые глинами и гумусом обладают способностью накапливать тяжёлые металлы. Глинистые компоненты адсорбируют их, а гуминовые кислоты образуют с ними растворимые комплексные соединения, легко усваиваемые растениями.

Пробы почв для определения в них соединений свинца, меди, кадмия, цинка и нитрата аммония отбирались на пойменных участках р. Вятки в окрестностях Кирово-Чепецкого промышленного комплекса, где с 2009 г. сотрудниками лаборатории биомониторинга совместно со специалистами-экологами ЗМУ проводится эксперимент по утилизации богатых азотом вод пойменного озера на участке данного луга. Отбор проб был проведен весной 19 мая 2016 г. специалистами лаборатории биомониторинга с трёх участков на территории между р. Елховкой и оз. Бобровое:

- участок 1 – луг на пойменной гриве у оз. Бобровое-3 (фоновый участок);

- участок 2–3-я грива от р. Елховки между 2 и 3 понижением (с поливом водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота);

- участок 3 – грива между 3 и 4 понижением у леса (без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота).

Для проведения химического анализа из проб почвы готовились водная и солевая вытяжки. Водная вытяжка использовалась для определения содержания в почве растворимых солей свинца, меди, кадмия и цинка, а солевая вытяжка – для определения величины рН, которая является важнейшим показателем обменной кислотности почвы, ионов аммония и нитрат-ионов.

Определение исследуемых ионов тяжёлых металлов проводилось методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии, на лампах с полым катодом для определения меди, цинка, кадмия, и свинца. Аммонийный азот в пробах почв определялся по методу ЦИНАО фотометрическим методом (ГОСТ 26489-85, V фильтрата = 2 мл, длина волны = 665 нм) путем извлечения обменного аммония из почвы раствором хлорида калия. При взаимодействии аммония с гипохлоритом и салицилатом натрия в щелочной среде получается окрашенное индофенольное соединение, после чего проводилось фотометрирование окрашенного раствора. Фотометрическое определение нитратов в виде окрашенного диазосоединения проводилось по методу ЦИНАО (ГОСТ 26488-85, V фильтрата=5 мл, длина волны=545 нм) путем извлечения нитрат-ионов из почвенных образцов раствором хлорида калия, с последующим вос-

становлением их гидразином до нитратов, в присутствии меди в качестве катализатора.

Полученные данные при определении кислотности образцов почв (табл. 1) свидетельствуют о том, что почвы, отобранные для исследования по уровню кислотности относятся к слабокислым и кислым. Причём по показателям обменной кислотности почвы с участков № 1 (фоновая территория) и № 3 (территория, на которой не проводился полив водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота) ( $pH_{\text{сол.}} 5,2-5,5$ ) по уровню кислотности относятся к слабокислым, а почва с участка № 2 (территория, на которой проводился полив водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота) ( $pH_{\text{сол.}} 3,5$ ) – следует отнести к кислым.

Анализ по показателям аммонийного и нитратного азота на исследуемых участках (табл. 1) показывает, что минеральных форм азота содержится больше на участке № 2 (10,12 мг/кг N-NH<sub>4</sub> и 15,9 мг/кг N-NO<sub>3</sub>), где осуществлялся полив водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота, чем на участках № 1 и 3, где полив не осуществлялся. В целом следует отметить, что минеральных форм азота в почвах, отобранных в весенний период на всех трех участках содержится мало, все показатели по аммонийному и нитратному азоту имеют невысокие значения и не превышают ПДК.

Таблица 1

**Содержание аммонийного и нитратного азота  
в исследуемых пробах почв**

Номер пробы	N-NH <sub>4</sub> (мг/кг)	N-NO <sub>3</sub> (мг/кг)	$pH_{\text{сол.}}$	$pH_{\text{вод.}}$
1	1,37±0,14	4,4±0,9	5,2±0,1	6,8±0,1
2	10,12±1,01	15,9±1,2	3,5±0,1	5,5±0,1
3	1,37±0,14	4,8±1,0	5,5±0,1	6,7±0,1

В пробах почв проводилось определение содержания соединений свинца, меди, кадмия и цинка, (табл. 2). Полученные данные свидетельствуют о том, что содержание исследуемых металлов во всех трех почвенных образцах не превышает значений ПДК. Сравнение полученных значений по валовому содержанию металлов в почвенных образцах с показателями среднего содержания их в почве с литературными данными [1, 2], позволяет сделать вывод о том, что во всех исследуемых образцах валовое содержание свинца превышает средние значения содержания его в почве, что вполне согласуется с данными по природному фону региона. Кроме того, следует отметить, что в почвенных образцах с участка № 2 (где проводился полив водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота) этот показатель несколько выше, чем в образцах почв на фоновой территории (участок № 1) и № 3 (где полив водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота не проводился).

Таблица 2

**Содержание тяжелых металлов в исследуемых почвенных образцах**

Номер участка, показатель	Pb <sup>+2</sup> , мг/кг		Cu <sup>+2</sup> , мг/кг		Cd <sup>+2</sup> , мг/кг		Zn <sup>+2</sup> , мг/кг	
	Подвижная	Валовая	Подвижная	Валовая	Подвижная	Валовая	Подвижная	Валовая
1	3,55±0,74	17,3±3,6	0,225±0,063	5,43±1,25	0,030±0,009	0,050±0,015	1,5±0,5	19,1±6,3
2	1,78±0,37	28±6	0,210±0,059	2,85±0,66	0,105±0,032	0,145±0,044	0,9±0,3	8,3±2,7
3	2,9±0,6	17,1±3,6	0,313±0,088	3,5±0,8	0,135±0,041	1,2±0,3	0,73±0,24	12±4
Среднее содержание в почве, мг/кг [1, 2]	–	10	–	20	–	0,5	–	50
Содержание подвиж. форм в пойменных почвах, мг/кг [3]	0,75-2,11	–	0,58-2,10	–	0,08-0,35	–	3,04-7,20	–
ПДК, мг/кг [4, 5]	6	32	3	55	0,2	–	23	100

Показатели содержания подвижных форм исследуемых металлов в почвенных образцах в основном согласуются с их значениями для пойменных почв, отмеченных в работе [3], за исключением участков № 1 и № 3 по содержанию свинца. Содержание подвижных форм свинца на данных участках в 1,6–2 раза выше, чем на участке № 2 (где проводился полив водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота) и в 1,4–1,7 раза выше значений, отмеченных авторами в работе [3].

Следует отметить, что полученные данные по всем исследуемым показателям почвы с фонового участка на территории между р. Елховкой и озера Бобровое не превышают значений ПДК. В связи с этим значения по содержанию подвижных форм свинца, меди, кадмия и цинка в почвах с фоновой территории могут быть приняты в качестве фоновых значений в дальнейших исследованиях, для  $Pb^{2+} = 3,55$  мг/кг,  $Cu^{2+} = 0,225$  мг/кг,  $Cd^{2+} = 0,030$  мг/кг;  $Zn^{2+} = 1,5$  мг/кг. В ходе эксперимента выявлено, что завышены в 3,5 раза значения относительно фоновых показателей по содержанию подвижных форм кадмия для почвы с участка № 2, где проводился полив водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота.

Содержание валовых форм свинца, меди, кадмия и цинка в почвах с фоновой территории [6] выявленное нами в качестве фоновых значений равно для  $Pb^{2+} = 17,3$  мг/кг,  $Cu^{2+} = 5,43$  мг/кг,  $Cd^{2+} = 0,050$  мг/кг;  $Zn^{2+} = 19,1$  мг/кг. Полученные результаты по определению валового содержания данных металлов свидетельствуют о том, что завышены в 1,6–2,9 раза значения относительно фоновых показателей по содержанию валовых форм свинца и кадмия для почвы с участка № 2, где проводился полив водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

#### Литература

1. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. 324 с.
2. Мотузова Г. В., Карпова Е. А. Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия. М.: Изд-во МГУ, 2013. 304 с.
3. Шихова Л. Н., Егошина Т. Л. Тяжёлые металлы в почвах и растениях таёжной зоны Северо-Востока Европейской России. Киров: Зональный НИИСХ Северо-Востока, 2004. 262 с.
4. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.
5. Орлов Д. С., Садовникова Л. К., Лозановская И. Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. Учеб. пособие. М.: Высш. шк., 2002. 334 с.
6. Бердникова Е. А., Колобова В. Д., Тюкалова Ю. А., Петухова Е. С., Болубаш Р. А., Скугорева С. Г., Ашихмина Т. Я. Изучение содержания тяжёлых металлов и соединений азота в почвенных образцах техногенных и фоновых территорий // Экология родного края: про-



блемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. (28–29 апреля 2016 г.). Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 82–87.

## **ПЕРСПЕКТИВА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ДРОЖЖЕЙ *DEBARYOMYCES HANSENI* ВКМ У-2482 ИНКАПСУЛИРОВАННЫХ В ЗОЛЬ-ГЕЛЬ МАТРИЦУ СИЛИКАГЕЛЯ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ БПК**

*П. В. Рыбочкин, Е. Л. Афонина, О. А. Каманина, О. Н. Пономарева*  
*Тулский государственный университет, rybochkin.pavel.vl@mail.ru*

Основная масса отходов антропогенной природы попадает в водные объекты. В водоемы сбрасываются не только бытовые и производственные стоки, но и стоки с пищевых и биотехнологических производств, которые, с химической точки зрения не являются опасными, однако приводят к нарушению природного баланса и тем самым являются причиной разрушения водной экосистемы. Одним из показателей загрязненности воды органическими веществами является количество кислорода, потребляемого в ходе аэробного окисления этих веществ микроорганизмами за определенный интервал времени – биохимическое потребление кислорода (БПК), выражаемое в миллиграммах на литр. Общепринятая методика определения БПК требует инкубирования насыщенной кислородом пробы в течение 5 (БПК<sub>5</sub>) или 20 суток (БПК<sub>полн</sub>). Отсутствие оперативности существенно снижает ценность такого определения. По указанной причине могут возникать экологически опасные ситуации, при которых невозможно вовремя определить нарушения в утилизации отходов производства. Это диктует необходимость использования экспресс-методов контроля БПК. Метод оценки БПК, основанный на использовании биосенсорных анализаторов, позволяет сократить время с нескольких суток до нескольких минут, что важно для оперативного анализа. Важным моментом в развитии БПК-биосенсоров является увеличение времени жизни и устойчивости к различным токсическим веществам микроорганизмов, закрепленных на поверхности преобразователя сенсора. Описанные проблемы могут быть решены с помощью инкапсулирования микроорганизмов в различные матрицы.

Силикатные материалы являются перспективными для иммобилизации живых клеток, поскольку являются естественной средой обитания для многих микроорганизмов. Кроме того, в природе существует целая группа организмов, которые для создания своих скелетов и защитных оболочек используют кремнезем. Клетки диатомовых водорослей снаружи окружены твердой кремниевой оболочкой, называемой панцирем, который обеспечивает клеткам механическую защиту, защита жизненных функций организмов и генетического материала своего вида от неблагоприятных условий, при этом силикатная оболочка не препятствует поступлению питательных веществ в клетку [1]. Материалы на основе кремнезема имеют преимущества перед полимерными материалами, которые часто используют для иммобилизации клеток,

именно, способность удерживать воду без значительного набухания, химическая и биологическая инертность, механическая прочность, контролируемая пористость, оптическая прозрачность [2]. Ещё одним преимуществом являются методы получения таких материалов из кремнийорганических соединений (прекурсоров) в мягких условиях золь-гель синтеза. Это важно для сохранения физиологической активности микроорганизмов. Золь-гель методы являются экономичными и экологически чистыми. Использование матриц на основе модифицированных силикагелей для иммобилизации целых клеток является относительно новым направлением исследований в биотехнологии, в том числе для получения инкапсулированных клеток, так называемых «искусственных спор» [3]. Инкапсулированные микроорганизмы представляют значительный интерес для разработки эффективных биокатализаторов [4], в том числе при создании биосенсоров [5].

Важным фактором при разработке БПК–биосенсора является способность микроорганизмов окислять широкий спектр соединений. Дрожжи *Debaryomyces hansenii* ВКМ У-2482 (*D. hansenii*) обладают широкой субстратной специфичностью, и способны легко окислять различные соединения [6]. Эти дрожжи являются перспективными биокатализаторами в БПК-биосенсорах благодаря их гало-, осмо- и криотолерантности, что обеспечивает стабильность функционирования микробного биосенсора в присутствии стрессовых факторов среды [7]. Таким образом, инкапсулирование дрожжей *D. hansenii* в кремнийорганические матрицы является перспективным методом получения биораспознающих элементов для разработки стабильных и чувствительных БПК-биосенсоров.

Для иммобилизации дрожжей использовали силановые прекурсоры ТЭОС и МТЭС в объемном соотношении 85/15. Синтез проводили в условиях основного катализа. Формирование матрицы проходило в присутствии клеток дрожжей *D. hansenii*. Для этого суспензию клеток прибавляли к силановым прекурсорам и после внесения катализатора наблюдали образование прозрачной коллоидной системы, обладающей высокой вязкостью, напоминающей гель.

Образующуюся структуру изучали методом СЭМ (рис. 1). В присутствии дрожжей *Debaryomyces hansenii* наблюдается преимущественное образование частиц золя на поверхности клеток, что приводит к образованию прочной капсулы вокруг каждой клетки и формированию конечной архитектуры золь-гель гибрида кремнийорганического материала и живых клеток дрожжей.

БПК-биосенсор формировали путем сопряжения иммобилизованных клеток с поверхностью кислородного электрода Кларка и использовали биосенсорную установку кюветного типа. В качестве преобразователя для измерения содержания молекулярного кислорода использовали многофункциональный анализатор рН-метр-иономер-БПК-термооксиметр ЭКСПЕРТ-001-4.0.1 в режиме «термооксиметр». Измеряемым параметром являлась максимальная скорость изменения концентрации растворенного кислорода при до-

бавлении субстратов. Метрологические и аналитические характеристики биосенсора представлены в таблице.

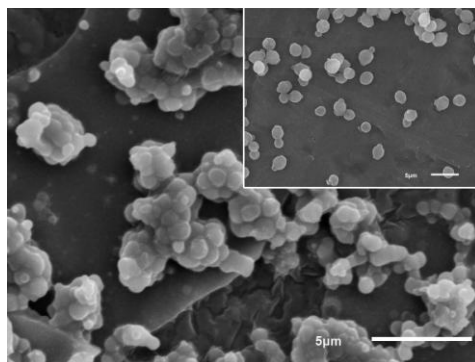


Рис. 1. Изображение золь-гель матрицы с инкапсулированными дрожжами *Debaryomyces hansenii* ВКМ У-2482 (СЭМ). Вставка: изображение клеток дрожжей *Debaryomyces hansenii* в чистой культуре (СЭМ)

Таблица

**Метрологические и аналитические характеристики биосенсоров дрожжей *Debaryomyces hansenii***

Параметр	Дрожжи <i>Debaryomyces hansenii</i> , иммобилизованные в золь-гель матрицу	Дрожжи <i>Debaryomyces hansenii</i> , иммобилизованные в пленку ПВС [6]
Коэффициент чувствительности, мин <sup>-1</sup>	0,0480±0,0001	0,0045±0,0003
Диапазон определяемых концентраций, мг/дм <sup>3</sup>	0,5–4,8	0,7–206,7
Долговременная стабильность, сутки	40	30
Относительное стандартное отклонение, %	6,7	4,2

Дрожжи *Debaryomyces hansenii*, иммобилизованные в пленку поливинилового спирта (табл.), использовали ранее в качестве рецепторных элементов биосенсора. Коэффициент чувствительности БПК-биосенсора с таким биораспознающим элементом в 10 раз меньше, чем при использовании разработанного элемента. (табл.). Таким образом, иммобилизация дрожжей *Debaryomyces hansenii* в органосиликатную золь-гель матрицу позволила получить рецепторный элемент биосенсора, характеризующийся повышенной чувствительностью и стабильностью.

С целью апробации и коррелятивной калибровки разработанного нами биораспознающего элемента, определяли БПК в модельных образцах вод из водных источников Тульской области. В качестве референтного метода применяли стандартный метод определения БПК<sub>5</sub>. Полученные результаты представлены на рисунке 2.

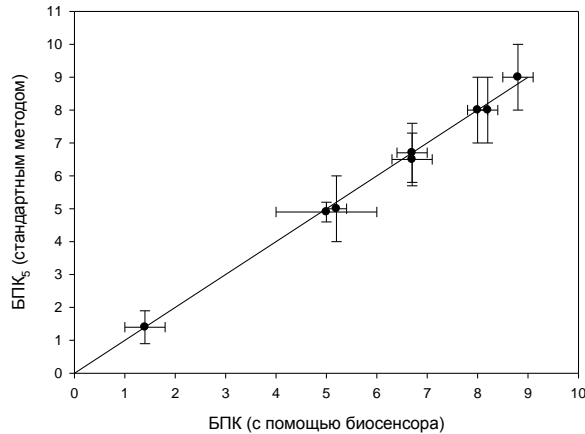


Рис 2. Корреляция между значениями БПК, определенными с помощью биосенсора, и значениями БПК, определенными методом разбавления

Статистический анализ результатов определения БПК показал, что выборки, полученные двумя методами, однородны по воспроизводимости. Значения БПК, определяемые с помощью биосенсора на основе инкапсулированных дрожжей и стандартным методом, незначимо отличаются между собой. Биосенсор на основе инкапсулированных дрожжей *D. hansenii* в кремнийорганическую матрицу является перспективным инструментом для мониторинга загрязнений сточных вод.

*Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ №16-43-710183.*

#### Литература

1. Nassif N., Bouvet O., Noelle Rager M., Roux P., Coradin T., Livage J. Living bacteria in silica gels // *Nat Mater.* 2002. V. 1. I. 1. P. 42–44.
2. Sakai-Kato K., Ishikura K. Integration of biomolecules into analytical systems by means of silica sol-gel technology // *National Institute of Health Science.* 2005. V. 6. P. 70–75.
3. Yang S. H., Hong D., Lee J., Ko E. H., Choi I. S. Artificial Spores: Cytocompatible Encapsulation of Individual Living Cells within Thin, Tough Artificial Shells // *Small.* 2013. T. 9, № 2. P. 178–186.
4. Hu Q., Chen X., Zhao N., Li Y., Mao P. Fabrication and characterization of dodecylamine derived monodispersed mesoporous bioactive glass sub-micron spheres // *Journal of Sol-Gel Science and Technology.* 2013.10.1007/s10971-013-3167-6. P. 1–8.
5. Jia J., Tang M., Chen X., Qi L., Dong S. Co-immobilized microbial biosensor for BOD estimation based on sol-gel derived composite material // *Biosensors and Bioelectronics.* 2003. V. 18. I. 8. P. 1023–1029.
6. Arlyapov V. A., et al., BOD biosensor based on the yeast *Debaryomyces hansenii* immobilized in poly(vinyl alcohol) modified by N-vinylpyrrolidone. *Enzyme and Microbial Technology,* 2013. 53(4): P. 257–262.

## БИОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ТЕРРИТОРИИ ХРАНИЛИЩА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ БЫВШЕГО РАДИЕВОГО ПРОМЫСЛА

*Н. Г. Рачкова<sup>1,2</sup>, М. В. Дюпина<sup>2</sup>, О. В. Раскоша<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, rachkova@ib.komisc.ru*

<sup>2</sup> *Сыктывкарский государственный университет им. П. Сорокина*

Биологические объекты, населяющие радиоактивно-загрязнённые территории, будучи вовлечёнными в процессы миграции радиоактивных поллютантов в окружающей среде, испытывают значительную техногенную нагрузку. Её интенсивность определяется множеством факторов, главными из которых являются повышенный уровень внешнего и внутреннего облучения, токсичность компонентов загрязнения, а также их геохимическая подвижность и биологическая доступность. Природные изотопы радия в полной мере обладают этими характеристиками, поскольку, являясь высокорadioактивными химическими аналогами элементов II группы Периодической системы, активно участвуют в процессах трансформации и распределения последних в абиотических компонентах техногенно нарушенных экосистем, а также в метаболизме растительных и животных организмов. Наибольший интерес, с точки зрения радиоэкологической значимости, вызывает радионуклид радия с массовым числом 226, обладающий большим периодом полураспада (1600 лет) и значительным количеством дочерних радионуклидов.

Цель исследования – комплексная экологическая оценка территории складирования радиоактивных отходов (РАО) бывшего радиевого промысла как источника поступления радия-226 в живые организмы в период, предшествующий мероприятию консервации участка загрязнения.

Долгое время после закрытия вышеуказанного производства (1956 г.) его бывшие промплощадки оставались неконтролируемым источником поступления урана и радия-226 в водные и наземные экосистемы крупного района Республики Коми с населением около 120 тысяч человек. Наиболее опасным очагом загрязнения по занимаемой площади, количеству и концентрации в грунте радиоактивного материала, близости водных артерий (р. Ухта) являлся участок складирования технологических отходов промысла. Он представлен приповерхностным хранилищем РАО, расположенным на территории пойменно-террасового типа площадью более 4.6 га. Уровень г-фона на дневной поверхности участка на момент исследования достигал 3000, в глубине грунта – 7500 мкР/ч. Максимальная удельная активность <sup>226</sup>Ra в складированных технологических отходах составляла около 300 Бк/г, что позволяет классифицировать их как низкоактивные РАО с кратностью превышения минимально-значимой удельной активности около 30.

По имеющимся интегральным оценкам (Носкова, 2010), за период хранения запасы радия в радиоактивно загрязнённых грунтах снизились. Динамика его содержания в абиотических компонентах водных и наземных экоси-

стем указывает на перераспределение активности поллютанта как по глубине загрязнённых грунтов, так и между элементами ландшафта. Ранее было выявлено, что причинами этого являются мобилизация радионуклидов путём их аккумуляции наземными растениями (Носкова, 2010), денудационные процессы (Евсеева и др., 2011) и вторичная сорбция грунтами растворимых форм радионуклидов (Рачкова, Шуктомова, 2013).

Многолетними наблюдениями установлены существенные отличия состава поверхностных вод территории складирования отходов промысла от гидрохимического фона, в частности, по содержанию радия-226. Гидрогенная миграция обеспечивает неизменно высокую объёмную активность радия в водах мелких проточных водоёмов, дренирующих РАО (Рачкова, Шуктомова, 2016). В годовом цикле она варьирует от 0,2 до 0,49 Бк/л, вплотную приближаясь к нормативным границам показателя и превышая примерно на один порядок его фоновые величины.

Из-за техногенно-обусловленной трансформации гидрохимического состава удельная электропроводность природных поверхностных растворов в летние пробоотборы увеличивалась до 3400 мкСм/см, что также многократно больше соответствующей характеристики для р. Ухта вне зоны влияния хранилища РАО. Эти изменения сопровождаются значительным обогащением близких к дневной поверхности вод щелочными и щелочноземельными элементами. Кратности превышения их концентрации над фоновыми величинами в многолетней динамике варьируют от 2,5 до 110 раз. По имеющимся данным (Рачкова, Шуктомова, 2016), минерализованность водной среды интенсифицирует выщелачивание радия из технологических отходов и его гидрогенную миграцию в зоне техногенеза в виде растворимых соединений, не связанных взвесями. Химический состав поверхностных и почвенно-грунтовых вод территории свидетельствует, что концентрация в них таких потенциальных токсикантов, как медь, цинк, мышьяк, свинец, молибден, ванадий и ртуть, отвечает гигиеническим нормативам.

Сравнение дозы внутреннего облучения, обусловленной аккумуляцией радия-226 в биомассе гидрофитов, и фоновой компоненты дозовой нагрузки свидетельствует о значительном техногенном прессе на нарушенные экосистемы. При средней мощности внутреннего облучения рдестов фонового участка р. Ухта около 0,04 мкГр/ч, парциальный вклад радия-226 в ее суммарную величину для водных растений промышленной зоны оценивается величинами от 0,1 до 12 мкГр/ч в зависимости от времени отбора, вида гидробионтов, а также специфики места их произрастания. По нашим данным (Рачкова, Шуктомова, 2013), вклад изотопов урана в интегральные величины доз внутреннего облучения существенно ниже (до 0,2 мкГр/ч). Все эти цифры многократно меньше значений дозовой нагрузки (400 мкГр/ч), рассматриваемой радиозкологами в качестве пороговой и неопасной для популяций растений. В то же время результаты оценки мощности дозы в отношении наземных растений, с учетом внешнего облучения и многокомпонентности радионуклидного состава загрязнения, позволяют предполагать долговременное нарушение этого

уровня. При удельной активности радия в золе зелёной массы от 0,03 до 50 Бк/г (Носкова, 2010), его вклад в дозу внутреннего облучения оценивается приблизительными величинами в диапазоне от 0,1 до 150 мкГр/ч, что также находится в соответствии со скрининговой мощностью дозовой нагрузки, но в значительной мере приближено к ней.

Поиск критериев приспособленности популяций млекопитающих к последствиям радиоактивного загрязнения среды обитания тесно связан с оценкой благополучия физиологического состояния отдельных особей. В данном исследовании в качестве объекта была использована полевка-экономка (*Microtus oeconomus* Pall.), которую широко применяют для биоиндикации радиоактивных загрязнений. По данным радиохимического анализа выявлено повышенное содержание радия-226 в тушках полевок, отловленных на радиоактивно-загрязненном участке –  $27,8 \cdot 10^{-12}$  г/г·зольного остатка по сравнению с контрольными показателями в этот же год исследования ( $4,8 \cdot 10^{-12}$  г/г·зола).

В организме животных важная регуляторная роль принадлежит органам эндокринной системы, гормоны которых, оказывают влияние на различные стороны обменных процессов, обеспечивающих гомеостаз. При изменении условий среды обитания животных секреторная активность желез внутренней секреции может изменяться в соответствии с потребностями организма. В результате проведенного исследования было обнаружено, что длительное обитание полевок на радиоактивно загрязненном участке приводит к морфологическим перестройкам в тиреоидной ткани, свидетельствующим о снижении ее функциональной активности по сравнению с контрольными животными (Раскоша, Ермакова, 2013 а). Это выразалось в статистически значимом уменьшении объемной плотности и высоты фолликулярного эпителия, увеличении количества коллоида, в некоторых случаях у облученных животных отмечали расстройства кровообращения. Выявленное изменение концентрации гормонов в сыворотке крови у полевок, обитающих в условиях повышенного уровня радиоактивности, прослежено преимущественно по концентрации  $T_3$ , который, вносит основной вклад в поддержание тиреоидного статуса организма (Раскоша, Ермакова, 2013 б). Помимо особенностей состояния отдельной особи при проведении радиоэкологических исследований важными являются популяционные характеристики, в частности учет фазы численности. Многолетними наблюдениями подтверждено, что состояние органов эндокринной системы зависит от фазы популяционного цикла животных. Так, в спад численности у животных с радиоактивно-загрязненного участка отмечено большее (по сравнению с пиком) разнообразие структурных нарушений в тиреоидной ткани.

Завершающим этапом наших исследований стала оценка токсичности воды, поступающей в р. Ухта из дренажной системы территории хранилища отходов радиевого промысла после проведения мероприятия их консервации (2015 г.). Определение токсичности воды проводили в трех повторностях, без разбавления. Образец, отобранный в период осеннего подъёма уровня грунтовых вод, характеризуется слабощелочным водородным показателем (рН

8,0) и концентрацией растворенного кислорода около 9,8 мг/дм<sup>3</sup>. В качестве тест-организмов использовали *Daphnia magna* Straus в возрасте менее 24 часов (разница между особями не более 8 часов). Оценочным показателем токсичности проб воды служила смертность особей за 96 часов (Жмур, 2007). Тестирование проводили с соблюдением требований к методике относительно температуры и продолжительности фотопериода для биологического объекта (Жмур, 2007). В ходе проведенного исследования было установлено, что испытываемая вода не оказывает острое токсическое воздействие на *Daphnia magna* Straus (гибель рачков в тестируемой воде за весь период эксперимента не зафиксирована).

Таким образом, в настоящей работе обобщена информация о содержании, формах нахождения радия-226 в компонентах экосистем, представлены данные о его вкладе в мощность дозы внутреннего облучения для гидрофитов и наземной растительности территории хранилища радиоактивных отходов до его консервации, а так же приведены предварительные данные токсикологической оценки почвенно-грунтовых вод участка после проведения этого мероприятия. Сравнительный анализ данных свидетельствует о нарушениях в растительных и животных организмах вследствие повышенных концентраций урана и радия в компонентах экосистем. Дезактивационные мероприятия, по первоначальным оценкам, способствовали нормализации состояния исследуемой территории. В заключении отметим, что проведение комплексных исследований на разных уровнях структурной организации антропогенно-загрязненного биогеоценоза способствует более полной оценке негативных последствий промышленной деятельности для биоты и позволяет более точно прогнозировать безопасные уровни техногенного воздействия на экосистемы.

*Исследования частично поддержаны грантом РФФИ № 16-45-11051 р\_а.*

### Литература

Евсеева Т. И., Белых Е. С., Майстренко Т. А., Гераськин С. А., Таскаев А. И., Вахрушева О. М. Закономерности латерального распределения радионуклидов уранового и ториевого рядов в антропогенно-измененных почвах территории складирования отходов радиевого производства // Радиационная биология. Радиозэкология. 2011. № 6. С. 601–612.

Жмур Н. С. Методика определения токсичности и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: АКВАРОС, 2007. 52 с.

Носкова Л. М. Динамика миграции U, Ra и Th в компонентах экосистем, нарушенных в результате радиевого производства: Автореф. дис. ... к.б.н., Сыктывкар, 2010. 25 с.

Раскоша О. В., Ермакова О. В. Морфологическое состояние щитовидной железы полевок-экономок, обитающих в условиях повышенного уровня естественной радиоактивности // Теоретическая и прикладная экология, 2013а. № 2. С. 55–61.

Раскоша О. В., Ермакова О. В. Тиреоидный статус полевок-экономок, обитающих в условиях повышенной естественной радиоактивности // Радиационная биология. Радиозэкология, 2013б. № 3. С. 309–315.

Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И. Сравнительный анализ миграционной способности и концентрирования природного урана в экосистемах рек Печорского бассейна // Радиационная биология. Радиозэкология. 2013. Т. 53. № 1. С. 84–94.



Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И. Фазовое распределение радия-226 в поверхностных водах района расположения бывшего радиодобывающего предприятия // Бутлеровские сообщения. 2016. Т. 45. № 3. С. 60–67.

## **ФЕНОТИПИЧЕСКАЯ БИОИНДИКАЦИЯ ОБЩЕГО СОСТОЯНИЯ СРЕДЫ УРБООЖОСИСТЕМЫ МАЛОГО ГОРОДА**

**О. Н. Онофрейчук**

*Брянский государственный университет им. академика И. Г. Петровского,  
olya.onofreichuk@yandex.ru*

В экоаналитическом мониторинге среды, преобразованной человеком, санитарно-гигиенических нормативов, основанных на химических методах определения загрязняющих веществ, недостаточно, они должны сопровождаться разработкой биотической концепции экологического контроля качества природных и техногенных экосистем (Шуберт, 1982; Стрельцов, 2003). Элементы флоры – хорошие биоиндикаторы, отражающие состояние исследуемой экосистемы в различных формах антропогенной нагрузки и использования, позволяющая дать оценку и выявить закономерности изменений (Анищенко и др., 2013). Внешние факторы воздействия на растительные биоиндикаторы (в основном химической природы) вызывают фенотипические изменения элементов побега у растений, которые легко диагностировать и провести комплексные биолого-химические исследования (Анищенко и др., 2012).

Цель работы изучить по фенотипической биоиндикации параметры фенотипа клена ясенелистного за четырехлетний период на территории малого г. Рыбницы (Приднестровская Молдавская Республика). Клен ясенелистный (*Acer negundo* L.) широко распространен в озеленении, как малых, так и крупных городов. С его помощью можно оценить состояние атмосферного воздуха. В озеленении города клен ясенелистный – вид фоновых растений, который апробирован в биоиндикационных работах, позволяющих диагностировать антропогенную нагрузку. В течение четырех лет в летний полевой сезон (2013–2016 гг.) собирались материалы по фенотипической изменчивости для биомониторинга общего состояния среды в различных зонах города: селитебной, промышленной и зоне отдыха.

Для анализа использовалась методика оценки состояния группировок клена ясенелистного по параметрам фенотипов. При исследовании выделяли центральную (главную) листовую пластинку, отбирали по 50 и более центральных листовых пластинок, среди которых выделяли пластинки с дискретными вариантами формы. Для фенотипов вычисляли частоты встречаемости в выборках листьев ( $P_i, \%$ ) (Животовский, 1980).

Основные показатели фенотипов в летний период 2016 г. приведены в таблице 1.

Таблица 1

**Показатели фенотипов клена ясенелистного г. Рыбницы, 2016 г.**

№ пункта*	Число листьев, шт.	Pi, %	№ пункта*	Число листьев, шт.	Pi, %
1	77	44,2	7	74	71,6
2	75	90,7	8	63	85,7
3	77	58,4	9	91	61,5
4	93	62,4	10	74	91,9
5	83	88	11	57	71,9
6	74	93,2	12	107	58,9

Примечание. \*Условные обозначения: 1. ул. Вальченко (конец набережной); 2. ул. Вальченко (автостоянка); 3. ул. Пушкина (объездная); 4. ул. Кирова (микрорайон Южный); 5. ул. Кирова (ММЗ); 6. ул. Чернышевского (нефтебаза); 7. ул. Первомайская (воинская часть); 8. ул. Титова; 9. ул. Кишиневская; 10. конец ул. Пушкина (близ ул. Степная); 11. ул. Садовая (мост); 12. ул. Объездная (близ цем. завод).

Проанализировав собранные данные, была проведена математическая обработка, и было найдено значение коэффициента Pi. Во всех пунктах пробоотбора отмечается превышение нормального значения Pi равного 30%, но максимума (100%) также не зарегистрировано. Наименьшее значение Pi (44,2%), а, следовательно, и наименьшая антропогенная нагрузка отмечена в пункте № 1 – ул. Вальченко (конец набережной). Наибольшее значение Pi среди 12 точек пробоотбора наблюдается в пункте №10 – конец ул. Пушкина (близ ул. Степная) и равно 91,9%. Основные показатели фенов в летний период 2015 г. приведены в таблице 2.

Таблица 2

**Показатели фенотипов клена ясенелистного г. Рыбницы, 2015 г.**

№ пункта*	Число листьев, шт.	Pi, %	№ пункта*	Число листьев, шт.	Pi, %
1	102	55,9	7	98	92,9
2	86	61,1	8	58	74,1
3	114	98,2	9	82	19,5
4	97	48,5	10	81	87,7
5	91	83,5	11	58	74,1
6	58	98,3			

Примечание. \*Условные обозначения: 1. ул. Вальченко (конец набережной); 2. ул. Вальченко (автостоянка); 3. ул. Пушкина (объездная); 4. ул. Кирова (микрорайон Южный); 5. ул. Кирова (ММЗ); 6. ул. Чернышевского (нефтебаза); 7. ул. Первомайская (воинская часть); 8. ул. Титова; 9. ул. Кишиневская; 10. конец ул. Пушкина (близ ул. Степная); 11. ул. Садовая (мост).

Нормированный показатель Pi должен равняться 30%. Только в одном пункте отбора проб – это № 9 по улице Кишиневская, значение показателя вошло в данный промежуток (Pi=19,5%). Остальные 10 пунктов пробоотбора порог в 30% превысили. Максимальное значение Pi отмечается в 2 пунктах: № 3 – ул. Пушкина (Pi=98,2%) и № 6 – ул. Чернышевского (Pi=98,3%).

Основные показатели фенов в летний период 2014 г. приведены в таблице 3.

Таблица 3

**Показатели фенотипов клена ясенелистного г. Рыбницы, 2014 г.**

№ пункта*	Число листьев, шт.	Pi,%	№ пункта*	Число листьев, шт.	Pi,%
1	68	60	7	71	100
2	58	69	8	49	95,9
3	43	76,8	9	43	100
4	66	60,6	10	66	74,2
5	80	95	11	52	100
6	66	100	12	53	96,2

Примечание. \*Условные обозначения: 1. ул. Вальченко (конец набережной); 2. ул. Вальченко (автостоянка); 3. ул. Пушкина (объездная); 4. ул. Кирова (микрорайон Южный); 5. ул. Кирова (ММЗ); 6. ул. Чернышевского (нефтебаза); 7. ул. Первомайская (воинская часть); 8. ул. Объездная (близ цем. завода); 9. ул. Титова; 10. ул. Кишиневская; 11. ул. Богдана Хмельницкого; 12. ул. Садовая (мост).

Анализируя табличные данные за летний полевой сезон 2014 г., прослеживается неутешительная ситуация. В 12 пунктах пробоотбора показатель Pi превышает допустимое значение данного коэффициента равного 30%. В четырех пунктах из двенадцати отмечается максимальное значение Pi в 100%. Это точки отбора проб по улицам Чернышевского, Первомайская, Титова и Богдана Хмельницкого. Значение Pi по улицам Кирова (ММЗ), Объездная (близ цементного завода) и Садовая (мост) приближается также к максимальной отметке – 100%. В остальных пунктах пробоотбора начальное пороговое значение Pi от 60% и до 77%. По полученным данным можно судить об очень высокой антропогенной нагрузке. Основные показатели фенов в летний период 2013 г. приведены в таблице 4.

Таблица 4

**Показатели фенотипов клена ясенелистного г. Рыбницы, 2013 г.**

№ пункта*	Число листьев, шт.	Pi,%	№ пункта*	Число листьев, шт.	Pi,%
1	68	80,8	9	51	76,5
2	50	70	10	70	37,1
3	62	88,7	11	44	100
4	58	74,14	12	66	100
5	81	97,5	13	58	81
6	67	81,2	14	53	94,3
7	61	100	15	65	98,5
8	73	100	16	54	68,5

Примечание. \*Условные обозначения: 1. ул. Вальченко (конец набережной); 2. ул. Вальченко (детская поликлиника); 3. Пушкина (объездная); 4. ул. Кирова (микрорайон Южный); 5. ул. Кирова (ММЗ); 6. ул. Чернышевского (нефтебаза); 7. ул. Первомайская (воинская часть); 8. ул. Объездная (близ цементный завод); 9. ул. Титова; 10. ул. Кишиневская; 11. ул. Богдана Хмельницкого; 12. ул. Садовая (мост); 13. конец объездной ул. Пушкина (близ ул. Степная); 14. ул. Ленина (кинотеатр Энигма); 15. ул. Пугачева; 16. ул. Кирова – Вальченко (ж/д).

Отмечается, что в 4 пунктах отбора проб из 16 достигаются максимальные значения  $P_i=100\%$ . Это следующие пункты: Цементный завод, ул. Первомайская (воинская часть), ул. Богдана Хмельницкого, ул. Садовая (мост). Наименьшее значение показателя  $P_i$  получено в пункте пробоотбора по улице Кишиневская ( $P_i=37,1\%$ ), но числовое значение также превышает нормированный показатель в 30%.

Сравнивая полученные четырехлетние значения  $P_i$ , можно судить о том, что антропогенная нагрузка в г. Рыбница (Приднестровская Молдавская Республика) в разных пунктах отбора проб имеет три позиции: 1 – ситуация улучшилась, 2 – ситуация осталась неизменной и 3 – ситуация ухудшилась. Эти изменения можно проследить как по таблицам 1–4, так и по данным графика на рисунке.

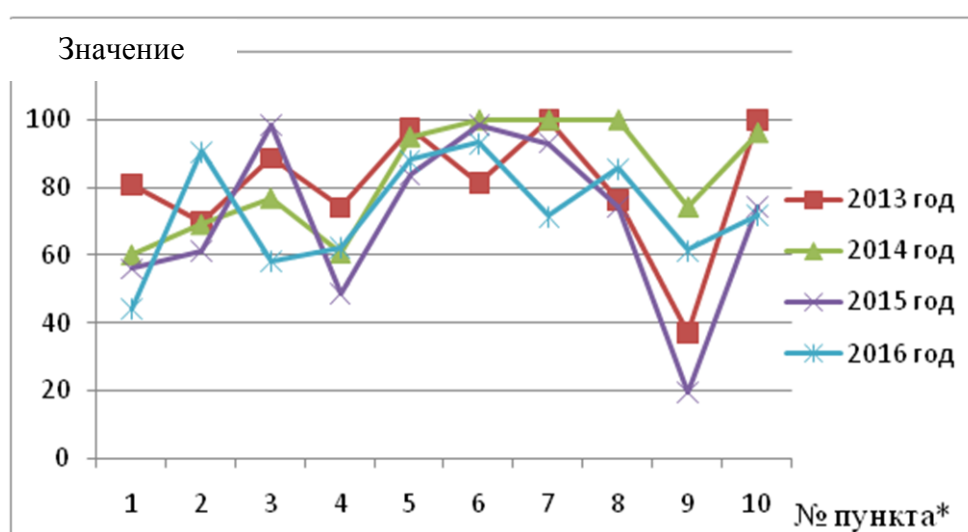


Рис. Значения  $P_i$  для фенофона клена ясенелистного г. Рыбница

Примечание. \*Условные обозначения: 1. ул. Вальченко (конец набережной); 2. ул. Вальченко (автостоянка); 3. ул. Пушкина (объездная); 4. ул. Кирова (микрорайон Южный); 5. ул. Кирова (ММЗ); 6. ул. Чернышевского (нефтебаза); 7. ул. Первомайская (воинская часть); 8. ул. Титова; 9. ул. Кишиневская; 10. ул. Садовая (мост).

По градации значений  $P_i$  территория малого города разделена на 4 зоны: с нормальным состоянием атмосферного воздуха ( $P_i$  до 30%), средняя антропогенная нагрузка ( $P_i$  от 31% до 60%), сильная антропогенная нагрузка ( $P_i$  от 61% до 90%) и очень высокая антропогенная нагрузка ( $P_i$  более 91%). В г. Рыбница большая часть пунктов пробоотбора попадает под категорию с сильной антропогенной нагрузкой, а так же с очень высокой антропогенной нагрузкой.

### Литература

Анищенко Л. Н., Поцепай Ю. Г., Сквородникова Н. А. Биоиндикаторы валового содержания токсикантов химической природы в экосистемах юго-западного Нечерноземья России // Applied and Fundamental Studies: Proceedings of the 1<sup>st</sup> International Academic Conference. Vol. 1. October 27–28. 2012. St. Louis, USA. P. 31–37.

Анищенко Л. Н., Балясников И. Г., Рудакова Т. А. Блок биомониторинга в экоаналитическом контроле химически опасных техногенных систем (на примере объекта по утилизации химического оружия 1204, Брянская область) // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 3. С. 40–46.

Животовский Л. А. Показатель внутривидового разнообразия // Журнал общ. биологии. 1980. Т. 41. № 6. С. 828–836.

Стрельцов А. Б. Региональная система биологического мониторинга. Калуга: Издательство Калужского ЦНТИ, 2003. 158 с.

Шуберт Р. Возможности применения растительных индикаторов в биолого-технической системе контроля окружающей природной среды // Проблемы фонового мониторинга состояния природной среды. Сб. Вып. 1. Л.: ГМИ, 1982. С. 104–111.

## **СРАВНЕНИЕ ХАРАКТЕРИСТИК БПК-БИОСЕНСОРОВ НА ОСНОВЕ ПОСЛОЙНОЙ ИММОБИЛИЗАЦИИ ДРОЖЖЕЙ *OGATAEA ANGUSTA*, *ARXULA ADENINIVORANS*, *DEBARYOMYCES HANSENI* И ИХ АССОЦИАЦИИ**

*Л. А. Цибизова, Н. Ю. Юдина*

*Тулский государственный университет, lucytula1313@gmail.com*

Определение биохимического потребления кислорода (БПК) в воде является важным параметром контроля качества. В настоящее время существует несколько методик определения БПК, при этом стандартный метод имеет ряд существенных недостатков: значительная продолжительность метода (от 5 до 20 суток), трудоемкая пробоподготовка, сложность выполнения (для анализа одного образца необходимо сделать около 10 проб), высокая погрешность измерения (от 13 до 25%). Поэтому в промышленных масштабах автоматизация стандартного метода затруднена, а большая погрешность не позволяет в достаточной степени оценить качество анализируемой воды. В связи с этим возникает необходимость в создании простого, высокоточного и экспрессного метода определения БПК с возможностью дальнейшей автоматизации.

Таким методом является определение БПК с помощью биосенсоров. Современные биосенсоры удовлетворяют большинству предъявленных к ним требований: они просты в конструировании и использовании, имеют низкую погрешность (до 5%), не требуют подготовки пробы к анализу, экспрессные (Миняев, 2007).

Использование ассоциаций микроорганизмов позволяет существенно расширить спектр окисляемых субстратов и, соответственно, правильность определения БПК. В то же время БПК-биосенсоры на основе ассоциаций микроорганизмов могут иметь недостаточную стабильность, причиной которой является изменение состава ассоциации с течением времени (Rodriguez-Mozaz et al., 2006).

В данной работе проведено выявление и сравнение характеристик БПК-биосенсоров на основе послойной иммобилизации дрожжей *Ogataea angusta*

ВКМ Y-1397, *Arxula adenivorans* ВКМ Y-2677 и *Debaryomyces hansenii* Y-2482 и их ассоциации.

Включение дрожжей *Ogataea angusta* ВКМ Y-1397, *Arxula adenivorans* ВКМ Y-2677 и *Debaryomyces hansenii* Y-2482 в гель поливинилового спирта (ПВС), модифицированного N-винилпирролидоном, позволяет иммобилизовать дрожжи в наиболее мягких условиях (Arlyarov et al., 2013). Данный тип иммобилизации позволяет значительно повысить долговременную стабильность полученных рецепторных элементов при сохранении высокой чувствительности и широкой субстратной специфичности (Пономарева и др., 2011).

Изменение концентрации кислорода, возникающие вследствие протекания процесса окисления субстрата иммобилизованными микроорганизмами, измеряли с помощью специального преобразователя – многофункционального анализатора «Эксперт-009», используя кислородный датчик.

Для сравнения двух БПК-биосенсоров проведено определение основных характеристик, таких как: коэффициент чувствительности, кажущаяся константа Михаэлиса, нижняя граница определяемых содержаний, диапазон определения БПК<sub>5</sub>, операционная стабильность, долговременная стабильность и экспрессность (табл. 1).

Таблица 1

#### Основные характеристики биосенсора

Метод иммобилизации	Послойная иммобилизация в модифицированный ПВС	Иммобилизация в модифицированный ПВС
Коэффициент чувствительности, $\cdot 10^{-5} \text{ c}^{-1}$	70±4	10 ± 2
Кажущаяся константа Михаэлиса, мг/дм <sup>3</sup>	21±5	80± 10
Нижняя граница определяемых содержаний, мг/дм <sup>3</sup>	0,7	2,4
Диапазон определения БПК <sub>5</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	0,7-21	2,4 – 80
Операционная стабильность (15 измерений), %	6,6	8,9
Долговременная стабильность, сутки	24	19
Экспрессность, мин	5	3

Показано, что биосенсор на основе послойной иммобилизации дрожжей, превосходит биосенсор на основе ассоциации, по таким характеристикам как чувствительность (в 7 раз), нижняя граница определяемых содержаний БПК (в 3 раза), что позволяет применять данный БПК-биосенсор для анализа образцов воды категории «очень чистая». Долговременная стабильность, характеризующая работу сенсора в течение длительного периода времени, биосенсора на основе послойной иммобилизации дрожжей составила 24 дня, что также превышает значение полученное для ассоциации (19 дней), что может быть обусловлено отсутствием конкуренции дрожжей в составе биорецепторного элемента.

Для выявления спектра органических веществ, которые могут находиться в сточных водах, проведена оценка субстратной специфичности по 32 субстратам, относящимся к различным классам органических веществ. На диаграмме представлены данные по субстратной специфичности БПК-биосенсоров на основе послойной иммобилизации дрожжей *Ogataea angusta* ВКМ Y-1397, *Arxula adeninivorans* ВКМ Y-2677 и *Debaryomyces hansenii* ВКМ Y-2482 и их ассоциации.

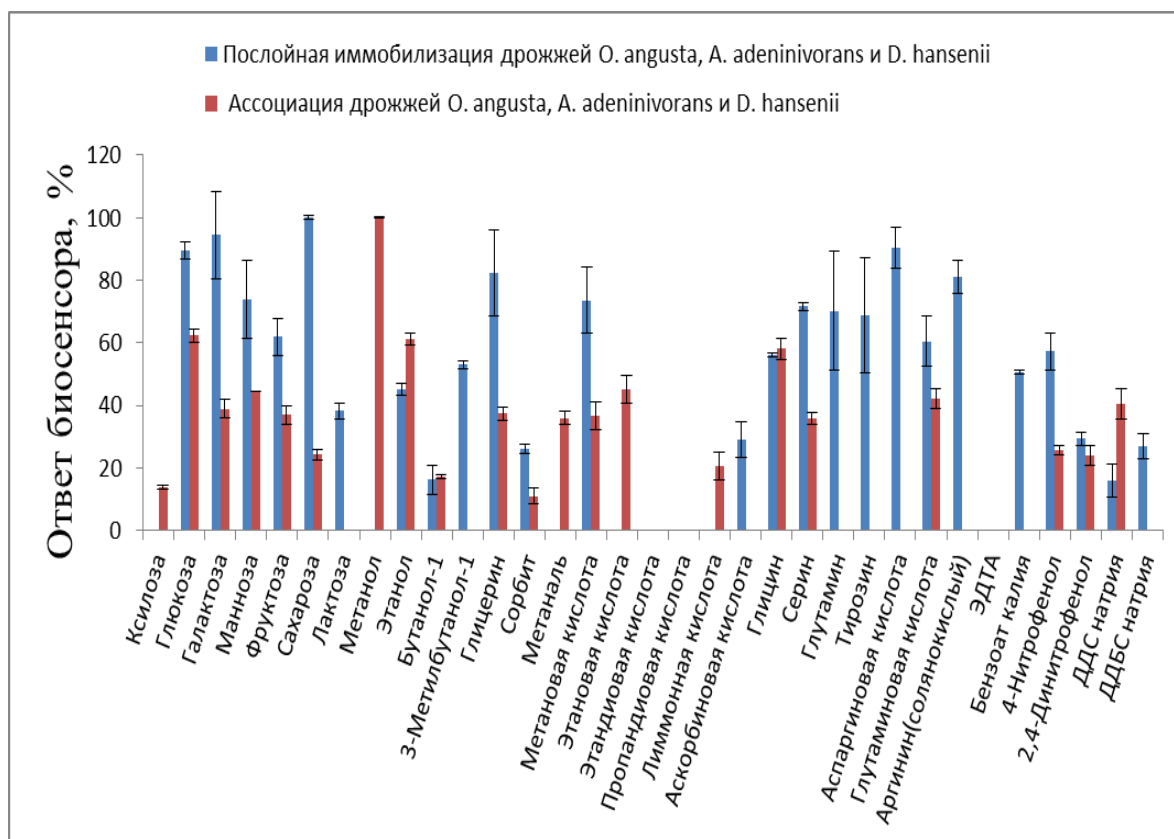


Рис. Субстратная специфичность рецепторных элементов на основе послойной иммобилизации дрожжей *Ogataea angusta* ВКМ Y-1397, *Arxula adeninivorans* ВКМ Y-2677 и *Debaryomyces hansenii* ВКМ Y-2482 и их ассоциации

Биосенсоры на основе послойной иммобилизации дрожжей *Ogataea angusta* ВКМ Y-1397, *Arxula adeninivorans* ВКМ Y-2677 и *Debaryomyces hansenii* ВКМ Y-2482, как и биосенсор на основе их ассоциации, хорошо окисляют моносахариды (глюкозу, галактозу, маннозу) и дисахариды (сахарозу). Сформированные биорецепторные элементы окисляют спирты различного строения. Проанализированы ответы биосенсоров на карбоновые кислоты и альдегиды. Формальдегид весьма токсичен для живых клеток, т.к. водный раствор формальдегида – формалин способен свёртывать белки. Отсутствие токсического действия альдегида на ассоциацию *O. angusta*, *A. adeninivorans*, *D. hansenii* является ценной характеристикой данного рецепторного элемента. Биосенсор на основе послойной иммобилизации дрожжей не отвечает на метаналь. Окисление одноосновных карбоновых кислот проходило более эф-

фективно, чем многоосновных. Биосенсоры на основе обоих рецепторных элементов хорошо окисляют аминокислоты. Рецепторный элемент на основе послойной иммобилизации дрожжей *Ogataea angusta*, *Arxula adeninivorans*, *Debaryomyces hansenii* способен окислять нитрофенолы – распространенные промышленные токсиканты. Бензоат калия (пищевая добавка, оказывающая угнетающее действие на дрожжи путем подавления активности ферментов в клетке) окисляется биорецептором на основе послойной иммобилизации дрожжей *Ogataea angusta* ВКМ Y-1397, *Arxula adeninivorans* ВКМ Y-2677 и *Debaryomyces hansenii* ВКМ Y-2482. Ценным с практической точки зрения является факт наличия ответа на додецилсульфат натрия, являющийся компонентом моющих, а также отсутствие токсического действия данного субстрата при кратковременном воздействии на клетки исследуемых микроорганизмов в составе биорецептора.

Таким образом, дрожжи *Ogataea angusta*, *Arxula adeninivorans*, *Debaryomyces hansenii*, послойно иммобилизованные в модифицированный поливиниловый спирт, способны окислять широкий круг субстратов (25 из 33 анализируемых), которые могут быть обнаружены в стоках различных производств, что является перспективными с точки зрения возможности их использования для оценки БПК. Ассоциация на основе этих же дрожжей способна окислять 21 субстрат из 33 анализируемых. Субстратная специфичность рецепторного элемента на основе послойной иммобилизации, отличается от субстратной специфичности ассоциации тех же организмов. Данное отличие может быть объяснено с одной стороны диффузионными ограничениями, а с другой – конкуренцией микроорганизмов в ассоциации.

Проведен анализ образцов воды различного происхождения (речная вода, стоки пищевых производств), корреляция данных полученных стандартным методом и с использованием биосенсора составила  $R = 0,9917$ . Значения БПК, определенные с помощью биосенсоров и стандартным методом различаются незначимо.

*Работа выполнялась при поддержке ФЦП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технологического комплекса России на 2014-2020 годы», соглашение № 14.574.21.0062.*

### Литература

Миняев М. В. Комплексное моделирование процесса измерения биохимического потребления кислорода в жидких инкубационных средах: Дис. ... канд. биол. наук. Тверь, 2007. 129 с.

Понаморева О. Н., Решетиллов А. Н., Алферов В. А., Бабкина Е. Е., Арляпов В. А., Алферов С. В. Основы функционирования биосенсоров. Учебное пособие для студентов. Тула: Изд-во Тульского государственного университета, 2011. 206 с.

Arlyapov V. A., Yudina N. Yu., Asulyan L. D., Alferov S. V., Alferov V. A., Reshetilov A. N. BOD biosensor based on the yeast *Debaryomyces hansenii* immobilized in poly(vinyl alcohol) modified by N-vinylpyrrolidone // *Enzyme and Microbial Technology*. № 53 2013. P. 257–262

Rodriguez-Mozaz S. L., Lypez de Alda M.J., Barcelo D. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 2006. V. 386. № 4. P. 1025–1041.



## СНИЖЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ИОНОВ ЦИНКА В ОТХОДАХ ГАЛЬВАНОПЛАСТИКИ БАКТЕРИЯМИ РОДА *BACILLUS*, *PSEUDOMONAS* И СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИМИ БАКТЕРИЯМИ

*П. С. Майоров, Н. А. Феоктистова, Д. А. Васильев*  
Факультета ветеринарной медицины и биотехнологии  
Ульяновская ГСХА им. П. А. Столыпина, *pavelmayorovv@yandex.ru*

Загрязнение окружающей природной среды – один из факторов, наиболее существенно влияющих на продолжительность жизни и здоровье людей. Загрязнение окружающей природной среды и ее техногенное преобразование приобретают глобальный характер. Одним из наиболее опасных источников загрязнения атмосферы и гидросферы является гальваническое производство (Алясова, 2011).

Биологический метод очистки, предполагающий использование симбионтов-микроорганизмов различных семейств, позволяет эффективно извлекать ионы тяжелых металлов и является наиболее перспективным в настоящее время. Он направлен на решение таких задач, как предотвращение вредного воздействия растворов шламов, полученных в результате гальванического производства по оцинковыванию металлоизделий на окружающую среду (Брындина и др., 2006).

В работе использовали референс-штаммы бактерий рода *Bacillus*, вида *Pseudomonas alcaligenes*, сульфатредуцирующие бактерии *Desulfovibrio desulfuricans*, полученные из музея кафедры микробиологии, вирусологии, эпизоотологии и ветеринарно-санитарной экспертизы ФГБОУ ВО «Ульяновская ГСХА», которые хранились при температуре +2–4 °С и культивировались на мясopептонном бульоне и коммерческой среде Постгейта при температуре +33±3 °С; полевые штаммы бактерий рода *Bacillus* выделенные нами из проб торфосорбентов и почвы Приволжского Федерального округа. Параметры культивирования бактерий рода *Bacillus*, вида *Pseudomonas alcaligenes*, сульфатредуцирующие бактерии *Desulfovibrio desulfuricans* были подобраны эмпирическим методом (Майоров и др., 2015; Шокина и др., 2015).

Изучение физико-химических свойств микроорганизмов (рост при значениях рН от 4 до 10) и возможность совместного культивирования проводили на плотных питательных средах при стандартных условиях.

Исследование проводили на основе методики измерений массовой концентрации ионов цинка в природных и сточных водах фотометрическим методом с сульфарсазеном ПНДФ 14.1:2.195-2003 (ФР.1.31.2007.03804), рассмотренной и одобренной федеральным бюджетным учреждением «Федеральный центр анализа и оценки техногенного воздействия» (ПНД Ф 14.1:2.195-2003).

Первоначально нами было выделено из проб торфосорбентов и проб почвы с нефтяными загрязнениями 16 штаммов бактерий, которые были типированы по схемам дифференциации бактерий рода *Bacillus* (по методикам

R. Gordon и R. A. Slepecky, H. T. Hemphill), которые включают обширный набор биохимических тестов (табл. 1) (Кудряшова и др., 2015).

Таблица 1

**Ключ для первичной дифференциации бактерий  
родов *Bacillus* и *Paenibacillus***

1. Каталаза: положительный	2
отрицательный	17
2. Voges-Proskauer: положительный	3
отрицательный	10
3. Рост в анаэробномагаре: положительный	4
отрицательный	9
4. Рост при 50 °С: положительный	5
отрицательный	6
5. Рост в 7% NaCl: положительный	<i>B. licheniformis</i>
отрицательный	<i>B. coagulans</i>
6. Кислота и газ из глюкозы (неорганический N): положительный	<i>B. polymyxa</i>
отрицательный	7
7. Редукция NO <sub>3</sub> до NO <sub>2</sub> : положительный	8
отрицательный	<i>Paenibacillus alvei</i>
8. Параспоральное тело в спорангии: положительный	<i>B. thuringiensis</i>
отрицательный	<i>B. cereus</i>
9. Гидролиз крахмала: положительный	<i>B. subtilis</i>
отрицательный	<i>B. pumilus</i>
10. Рост при 65 °С: положительный	<i>B. stearothermophilus</i>
отрицательный	11
11. Гидролиз крахмала: положительный	12
отрицательный	15
12. Кислота и газ из глюкозы (неорганический N): положительный	<i>B. macerans</i>
отрицательный	13
13. Ширина палочки 1.0мм или больше: положительный	<i>B. megaterium</i>
отрицательный	14
14. Рост при pH<6.0: положительный	<i>B. circulans</i>
отрицательный	<i>B. firmus</i>
15. Рост в анаэробных условиях: положительный	<i>B. laterosporus</i>
отрицательный	16
16. Образование кислоты из глюкозы (неорганический азот)	<i>B. brevis</i>
отрицательный	<i>B. sphaericus</i>
17. Рост при 65 °С: положительный:	<i>B. stearothermophilus</i>
отрицательный	18
18. Разложение казеина: положительный	<i>P. larvae</i>
отрицательный	19
19. Параспоральное тело в спорангии: положительный	<i>P. popilliae</i>
отрицательный	<i>B. lentimorbus</i>

Подбор штаммов бактерий-симбионтов был основан на способности, сохранять биохимическую активность при pH от 4 до 10 при средней температуре культивирования 20±2 °С, при максимальной длительности культивирования 14 суток.

Для проведения исследования использовали 7 колб одинакового размера, в которые разливали по 200 мл отходов гальванического производства. При этом рН в колбах доводили до значений от 4 до 10, так как определение кислотности нативного образца дало значение рН=13. Затем добавили в каждую колбу по 0,1 мл суточной культуры каждого штамма бактерий рода *Bacillus* (20 штаммов), 0,1 мл – культуры *Pseudomonas alcaligenes*, 0,5 мл – сульфатредуцирующие бактерии *Desulfovibriodes ulfuricans*. Далее определяли количество бактериальной массы методом последовательных разведений с последующим высевом на мясо-петонный агар.

Опытным путем было установлено, что бактерии рода *Bacillus*, используемые в эксперименте, вида *Pseudomonas alcaligenes*, сульфатредуцирующие бактерии *Desulfovibrio desulfuricans* являются штаммами, способными к созданию симбиотического микробного сообщества. Наиболее благоприятным показателем рН среды для развития вышеназванных микроорганизмов и активного наращивания бактериальной массы в течение 14 суток было значение равное 6.

В ходе основного эксперимента в день проведения измерений (15 сутки культивирования) был построен градуировочный график на основе образцов для градуировки с массовой концентрацией ионов цинка от 0,02 до 0,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Анализ образцов для градуировки проводили в порядке возрастания их концентрации. Для построения градуировочного графика каждую искусственную смесь фотометрировали 3 раза с целью исключения случайных результатов и усреднения данных.

Далее проводили отбор проб и их измерение, для чего в мерную колбу вместимостью 50 см<sup>3</sup> помещали 3 см<sup>3</sup> пробы и доводили до объема 25 см<sup>3</sup> добавлением дистиллированной воды. Далее добавляли необходимые реактивы в соответствии с ПНД Ф 14.1:2.195-2003. Оптическую плотность полученного раствора измеряли при длине волны 540 нм в кювете с толщиной поглощающего слоя 50 мм и определяли концентрацию цинка в пробе по данным градуировочного графика.

Параллельно проводилось исследование таких же образцов, основанное на методике измерения массовых концентраций цинка в питьевых, поверхностных и сточных водах методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии ПНД Ф 14.1:2:4.214-06, рассмотренной и одобренной федеральным бюджетным учреждением «Федеральный центр анализа и оценки техногенного воздействия» (ФБУ «ФЦАО») (ПНД Ф 14.1:2:4.214-06). Исследование проводилось УМУП Ульяновск водоканал, имеющим лицензию и сертификацию, и специализирующимся на подобных измерениях.

Полученные результаты анализа проб фотометрическим методом приведены в таб. 2 в сравнении с результатами, полученными на основе атомно-абсорбционного метода.

**Результаты измерения массовой концентрации ионов цинка  
по разным методикам**

Номер пробы	Массовая концентрация ионов цинка, полученная на основе фотометрического метода с сульфарсазеном, мг/дм <sup>3</sup>	Массовая концентрация ионов цинка на основе атомно-абсорбционного метода, мг/дм <sup>3</sup>
1	1825	973,9
2	458,3	844,8
3	333,3	844,0
4	83,33	715,7

Проведенные исследования на основе фотометрического метода с сульфарсазеном показали, что основное воздействие на адсорбцию цинка в пробах оказал «кислотный коктейль». Значение массовой концентрации ионов цинка снизилось во второй пробе по сравнению с первой практически в 4 раза, также наблюдается снижение концентрации цинка и в двух последних пробах. Это свидетельствует о том, что подобранные нами штаммы микроорганизмов (бактерии рода *Bacillus*, вида *Pseudomonas alcaligenes*, сульфатредуцирующие бактерии *Desulfovibrio desulfuricans*) способны адсорбировать ионы цинка. В соответствии с полученными данными в последней пробе, по сравнению со второй, концентрация ионов цинка снизилась более чем в 5 раз.

Полученные результаты на основе метода плазменной атомно-абсорбционной спектrophотометрии также показали снижение массовой концентрации ионов цинка в пробах, что подтверждает действие «микробиального коктейля». Так, в 4 образце, содержащем бактерии рода *Bacillus*, вида *Pseudomonas alcaligenes*, сульфатредуцирующие бактерии *Desulfovibrio desulfuricans* наблюдается снижение массовой концентрации ионов цинка на 258,2 мг/дм<sup>3</sup>.

Таким образом, в пробах с «микробиальным коктейлем» наблюдается снижение концентрации ионов цинка по сравнению с пробами без микроорганизмов. Данный факт позволяет сделать вывод, что бактерии рода *Bacillus*, вида *Pseudomonas alcaligenes* и сульфатредуцирующие бактерии *Desulfovibrio desulfuricans* способны адсорбировать ионы цинка.

*Научные исследования проводятся при финансовой поддержке государства в лице Фонда содействия развитию малых форм предприятий в научно-технической сфере (программа «УМНИК»).*

#### Литература

Алясова А. В. Влияние гальванического производства на окружающую среду // *Advances in current natural sciences*. № 7. 2011. С. 68–69.

Брындина Л. В., Петров С. Н., Корнеева О. С. Совместное использование микроорганизмов в биологической очистке сточных вод // *Экологические системы и приборы*. М.: Научтехлитиздат, 2006. № 11. С. 13–15.

Кудряшова К. В., Феоктистова Н. А., Лыдина М. А., Васильев Д. А., Шморгун Б. И. Изучение видового разнообразия бактерий рода *Bacillus*, контаминирующих корне- и клубнеплоды // *Аграрная наука и образование на современном этапе развития: опыт, пробле-*

мы и пути их решения: Сб. материалов VI Междунар. науч.-практ. конф. Ульяновск, 2015. С. 95–98.

Майоров П. С., Шокина К. В., Феоктистова Н. А. Определение параметров культивирования бактерий рода *Alcaligenes* в отходах гальванического производства // Новая наука: проблемы и перспективы: Междунар. научно-периодическое издание по итогам международной науч.-практ. конф. 4 ноября 2015 года. Стерлитамак, РИЦ Ами, 2015. С. 8–11.

ПНД Ф 14.1:2.195-2003 Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации ионов цинка в природных и сточных водах фотометрическим методом с сульфарсазеном – Normasc– система нормативов – URL: <http://www.normacs.ru/Doclist/doc/V72U.html> - дата обращения 12.09.2016.

ПНД Ф 14.1:2:4.214-06 Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации железа, кадмия, кобальта, марганца, никеля, меди, цинка, хрома и свинца в пробах природных и сточных вод методом плазменной атомно-абсорбционной спектрофотометрии – Normasc – система нормативов – URL: <http://www.normacs.ru/Doclist/doc/VKRC.html> - дата обращения 12.09.2016.

Шокина К. В., Майоров П. С., Феоктистова Н. А. Определение параметров культивирования бактерий рода *Bacillus* в сточных водах гальванического производства // Новая наука: проблемы и перспективы: Междунар. научно-периодическое издание по итогам международной науч.-практ. конф. 4 ноября 2015 года. Стерлитамак, РИЦ Ами, 2015. С. 22–29.

## **СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ ВБЛИЗИ г. СОВЕТСК**

*Т. А. Адамович, А. С. Клепцов*

*Вятский государственный университет, ttjnadamvich@rambler.ru*

Природные воды – важнейший компонент окружающей среды, возобновляемый, ограниченный природный ресурс, поэтому антропогенное воздействие на них приводит к необходимости учёта факторов риска для здоровья населения в связи с загрязнением воды и ихтиофауны. Одним из наиболее значимых отрицательных влияний на качество природных вод и на водные экосистемы является воздействие тяжелых металлов (ТМ). Тяжелые металлы не подвергаются биодegradации, они способны к долговременному влиянию на водные биоценозы, длительное время сохраняют свою активность и обладают кумулятивным эффектом [1].

Кировская область обладает значительными водными ресурсами, основу которых составляют ресурсы речного стока и пресные подземные воды. В области насчитывается 19753 реки общей протяжённостью 66,6 тыс. км. Большинство водотоков в области представлено ручьями и малыми реками, а большие реки – их верховьями [2].

Для исследования были выбраны водные объекты, расположенные вблизи г. Советска, который расположен в 137 км к югу от г. Кирова, по берегам рек в районе узкого перешейка разделяющего реки Пижму и Вятку, в устье р. Кукарки (народное название местности: Трёхречье). К границам города также примыкают реки Немда и Чернушка.

Отбор проб воды был проведён в осенний период 2016 года (сентябрь – октябрь) в шести точках из трёх водных объектов вблизи г. Советска (рис. 1).



Рис. Карта-схема точек отбора проб воды из водных объектов вблизи г. Советска

Примечание: 1 – автомобильный мост через реку Немда около с. Ильинск; 2 – автомобильный мост через реку Немда около д. Родыгино; 3 – берег реки Пижмы около д. Пирогово; 4 – автомобильный мост через реку Вятка; 5 – пляж на реке Вятка в микрорайоне Жерновогорье; 6 – пешеходный мост в микрорайон Жерновогорье через реку Пижма.

В отобранных пробах воды определяли содержание тяжёлых металлов: медь, цинк, кадмий, свинец.

Анализ проб воды на содержание тяжёлых металлов проведён по методике измерений массовых концентраций элементов атомно-абсорбционным методом ФР.1.31.2012.12801.

В зависимости от назначения водного объекта устанавливаются различные значения предельно допустимых концентраций веществ в воде. Для водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового значения предельно допустимые концентрации приведены в гигиенических нормативах ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-

бытового водопользования [3]. Исследуемые водные объекты относятся к объектам хозяйственно-питьевого и культурно-бытового значения.

Анализируя данные таблицы можно отметить, что определяемые показатели были обнаружены в пробах из точек отбора: № 2 (Zn), №3 (Zn, Cd), № 4(Cu), №6 (Cu). В точках № 1 и № 5 исследуемых тяжёлых металлов не обнаружено. Свинец отсутствует во всех шести пробах воды.

При сравнении полученных результатов анализа со значениями предельно допустимых концентраций определяемых показателей можно заключить, что в точке отбора пробы из р. Пижмы около д. Пирогово наблюдается превышение предельно допустимой концентрации содержания кадмия в 3 раза. В точках № 2, 4 и 6 содержание меди Cu и цинка Zn находится в допустимых пределах.

Таким образом, содержание исследованных тяжелых металлов в воде рек Немда, Пижма, Вятка, протекающих вблизи г. Советска, не превышает ПДК. Исключение составляет проба воды из р. Пижмы около д. Пирогово, которая характеризуется повышенным содержанием кадмия, что может быть обусловлено как природными факторами, так и влиянием предприятий, расположенных в г. Советске и его окрестностях.

#### Литература

1. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. М.: Мир, 1987. 286 с.
2. Энциклопедия земли Вятской. Т. 7. Природа. Изд. Областная писательская организация администрации Кировской области. 1997. 606 с.
3. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

### ХИМИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ВОДЫ ОЗЕРА НУРГУШ

*Е. В. Князева<sup>1</sup>, Т. А. Адамович<sup>1</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1-3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет,*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

<sup>3</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Сохранение водоресурсного потенциала – одна из самых актуальных задач настоящего времени. Большой вклад в решение этой проблемы вносят особо охраняемые природные территории (ООПТ). Заповедник «Нургуш» – единственный заповедник Кировской области. Расположен на северо-востоке европейской части России, в юго-восточной части Котельничского района Кировской области. Он создан для охраны пойменных комплексов реки Вятки: многочисленных озёр и хвойно-широколиственных лесов [1].

Водные объекты ООПТ, как правило, не подвержены антропогенному воздействию, что позволяет оценивать их современное гидроэкологическое состояние как «условно фоновое» [2]. Однако, во время весенних паводков

происходит разлив р. Вятки и затопление большей части заповедника (98–100%), что может привести к ухудшению качества воды в озерах.

Отбор проб проводили в июне 2016 г., после спада весеннего паводка. В качестве объекта гидрохимического анализа были выбрано одно из самых крупных озёр заповедника – Нургуш. В озере было выбрано две точки. Пробы отбирались с двух глубин: у поверхности (0,3 м) и с глубины (1,5 м). С глубины пробы отбирали стеклянным батометром в полиэтиленовые бутылки объемом 1,5 л.

Анализ проб проводили в научно-исследовательской экоаналитической лаборатории ВятГУ. Массовую концентрацию ионов определяли методом ионной хроматографии на жидкостном хроматографе «Стайер». Величину водородного показателя измеряли потенциометрическим методом на рН-метре. Кроме того, определяли содержание ионов тяжёлых металлов ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ) методом атомно-абсорбционной спектрометрии.

Полученные в ходе химического анализа концентрации ионов сравнивали с ПДК для водоёмов рыбохозяйственного назначения [3, 4], так как озера заповедника играют важную роль в пополнении рыбных запасов р. Вятки. В результате проанализировано 4 пробы воды, определены концентрации 10 ионов:  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  (табл.).

Преобладающим анионом в составе вод исследуемых озёр является сульфат-ион, содержание которого у поверхности составляет 5,0 мг/л, на глубине 1,5 м его концентрация равна 4,8 и 4,0 мг/л, что намного ниже ПДК (100 мг/л).

Как известно, появление сульфат-ионов в поверхностных водах связано с процессами химического выветривания и растворения серосодержащих минералов; значительные их количества поступают в водоемы в процессе отмирания и окисления наземных и водных веществ растительного и животного происхождения и с подземным стоком.

Таблица

**Химический анализ проб воды озера Нургуш**

Точка и глубина отбора	Концентрация ионов, мг/л								
	$\text{F}^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Na}^+$	$\text{NH}_4^+$	$\text{K}^+$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Ca}^{2+}$
1 т. (0,3 м)	0,16± 0,02	1,64± 0,16	0,75± 0,11	5,0± 0,5	3,5± 0,5	0,045± 0,011	0,51± 0,10	2,7± 0,5	11,9± 1,2
1 т. (1,5 м)	0,134± 0,020	1,91± 0,19	0,190± 0,030	4,8± 0,5	3,9± 0,6	0,19± 0,05	1,28± 0,19	2,8± 0,6	12,8± 1,3
2 т. (0,3 м)	0,29± 0,04	2,33± 0,23	0,088± 0,013	5,0± 0,5	4,3± 0,7	<b>1,81±</b> <b>0,18</b>	0,79± 0,16	2,6± 0,6	12,1± 1,2
2 т. (1,5 м)	0,089± 0,013	1,60± 0,16	0,023± 0,004	4,0± 0,4	0,37± 0,07	н/о	н/о	0,30± 0,06	1,45± 0,15
ПДК [3]	0,05 (0,75)	300	40	100	120	0,5	50	40	180

Примечание: н/о – ниже предела обнаружения; т. – точка отбора.



Содержание хлорид-иона незначительно изменяется в разных точках (далее т.) и не зависит от глубины. И если принять в расчёт тот факт, что ПДК хлорид-ионов в природных водах составляет 300 мг/л, то очевиден характер «следового» присутствия данного иона в водах исследуемых озёр.

В меньших количествах в водах озёр определены нитраты. Концентрация их не превышает 1, при нормативе 40 мг/л.

Норма ПДК фторидов в природных водах рыбохозяйственного назначения составляет 0,05 мг/л в дополнение к фоновому содержанию фторид-ионов, но не выше их суммарного содержания 0,75 мг/л. Таким образом, концентрация фторидов в исследуемом водоеме, так же в пределах нормы.

Что касается катионов, то гораздо выше всех компонентов концентрация кальция. Ионы кальция имеют большой диапазон от наибольшей концентрации на глубине 1,5 м – 12,8 мг/л в 1 точке, и наименьшей во второй – 1,45 мг/л.

Вторым и третьим по значениям массовой концентрации являются катионы – натрия и магния соответственно. Максимальное значение содержания ионов натрия (4,3 мг/л) отмечено у поверхности, минимальное (0,37 мг/л) на глубине. Концентрация магния чуть выше в 1т. и составляет на глубине 2,8 мг/л и 2,7 мг/л – у поверхности.

Катионы калия содержатся в значительно меньших количествах. Концентрация ионов калия превышает 1, лишь в 1 точке на глубине 1,5 м, при норме ПДК 50 мг/л. Содержание катионов  $\text{Sr}^{2+}$  в исследуемых пробах было ниже предела обнаружения метода ионной хроматографии.

Максимальная концентрация аммония в озере Нургуш составила 1,8 мг/л, что выше ПДК (0,05 мг/л) в 3,5 раза. Ионы аммония являются продуктом микробиологического разложения белков животного и растительного происхождения. Образующийся таким путем аммоний каждый раз вновь и вновь вовлекается в процесс синтеза белков, участвуя тем самым в биологическом круговороте веществ [2]. По этой причине аммоний и его соединения могут присутствовать в природных водах. Кроме того, возможно привнесение избыточных концентраций ионов аммония в озеро с загрязненными водами р. Вятки в период весеннего паводка.

Величина показателя кислотности воды озёр рН лежит в пределах 7,01–7,58, что в пределах нормы и соответствует водам, близким к нейтральным.

Анализ содержания тяжёлых металлов выявил наличие лишь одного иона – кадмия. Он отмечен у поверхности обоих створов: 0,002 мг/л – в первом, 0,004 мг/л – во втором, при норме ПДК 0,005 мг/л.

В ходе проведенных исследований выявлено, что вода оз. Нургуш по большинству показателей удовлетворяет требованиям нормативов. Однако, концентрация ионов аммония в поверхностном слое воды озера превышала ПДК в 3,5 раза, что может быть связано с микробиологическими процессами, не исключена также и «промывка» загрязненными водами р. Вятки в период половодья. В связи с этим необходимо систематически проводить мониторинг состояния озера заповедника.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

#### **Литература**

1. Летопись природы заповедника «Нургуш» за 1995–1996 гг. Кн. 1. Боровка, 2000. 307 с. Рукопись.
2. Рысаева И. А. Особенности макрокомпонентного состава вод озер Раифского участка Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника // Рецензируемый, реферируемый научный журнал «Вестник АГУ». Вып. 4. Майкоп: Изд-во АГУ, 2013. С. 88–94.
3. Перечень рыбохозяйственных нормативов, предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: Изд-во ВНИРО, 1999. 304 с.
4. Приказ Федерального агентства по рыболовству от 18 января 2010 г. № 20 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».

### **ИОННЫЙ СОСТАВ ВОДЫ ИЗ ВОДОТОКОВ В РАЙОНЕ КИЛЬМЕЗСКОГО ЗАХОРОНЕНИЯ ЯДОХИМИКАТОВ**

*Н. В. Васильевых<sup>1</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1-3</sup>, Т. А. Адамович<sup>1</sup>*

*<sup>1</sup> Вятский государственный университет,*

*<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

*<sup>3</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Изучение содержания загрязняющих веществ в объектах окружающей среды давно уже стало насущной необходимостью, поскольку постоянно меняется не только качественный и количественный состав загрязнителей, но и неуклонно растёт их число. На территории Кировской области с 1975 г. эксплуатируется Кильмезское захоронение ядохимикатов. В основном ядохимикаты представляют собой пришедшие в негодность хлорорганические, фосфорорганические, ртутьорганические, мышьякосодежащие и другие пестициды. Общий вес захороненных ядохимикатов составляет около 590 т. Занимаемая площадь – один гектар. Высокотоксичные вещества, отнесенные к первому классу опасности для теплокровных животных, в количестве 52 т захоронены в бетонный бункер. Менее токсичные вещества в количестве 540 тонн захоронены в двух траншеях глубиной до пяти метров емкостью 500 и 30 т (Мусихина, 2001).

Кильмезское захоронение расположено на расстоянии одного километра от границы Немского района. Загрязнению могут подвергаться грунтовые воды, а также поверхностные водные объекты реки Осиновка, Лобань, протекающие по прилегающей к могильнику территории. Исходя из этих сведений,

Кильмезское захоронение может представлять серьезную потенциальную опасность для окружающей среды.

Целью работы было определить ионный состав воды из рек Лобань и Осиновка в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов.

Пробы воды отбирали 8 ноября 2015 г. (11.2015), 24 апреля (04.2016) и 18 сентября 2016 г. (09.2016) из р. Лобань в трех точках (т. 1–3) и р. Осиновка (т. 4) с глубины 0,3 м (рис. 1). Наиболее близко к Кильмезскому захоронению расположена точка 4 (5 км), более удалены от объекта т. 3 (15 км), т. 2 (30 км) и т. 1 (35 км).

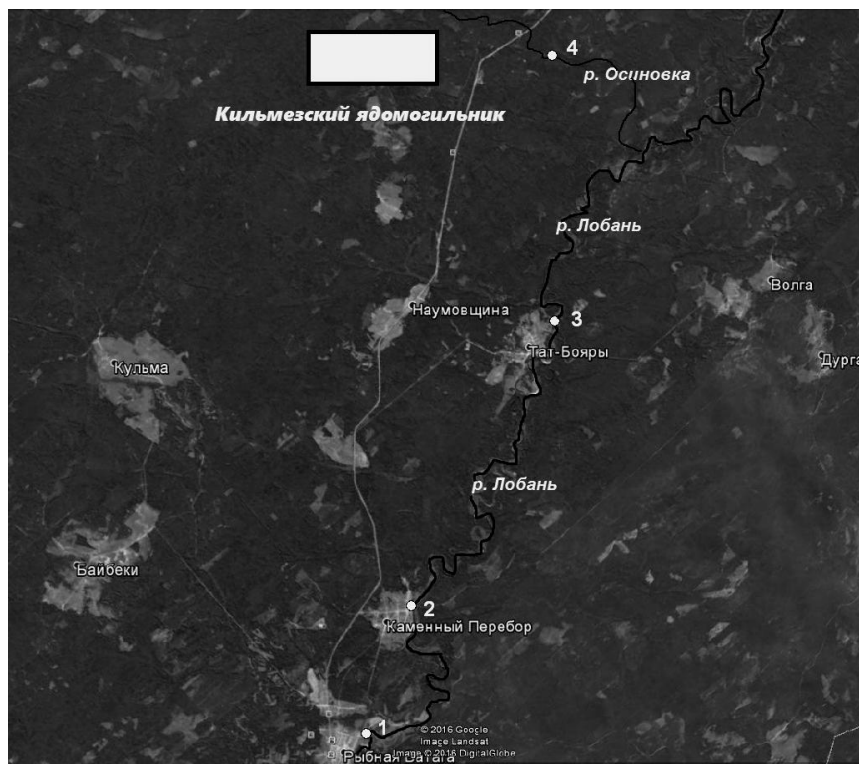


Рис. 1. Карта-схема точек отбора проб воды из р. Лобань и р. Осиновка

Определение массовой концентрации ионов в воде проводили методом ионной хроматографии на хроматографе «Стайер», водородный показатель измеряли потенциометрическим методом на рН-метре-иономере «Эксперт-001», электропроводность – на кондуктометре «Cond 340i». В ходе химического анализа воды получены следующие данные, представленные в таблицах 1–3.

Электропроводность воды служит критерием общего содержания ионов. Значения данного показателя варьировали от 116 до 425 мкСм/см (табл. 1). Все пробы, отобранные в апреле 2016 г., обладают наименьшей электропроводностью. Наибольшая динамика электропроводности установлена для р. Осиновка (т. 4). В данной точке максимальная электропроводность была отмечена в ноябре 2015 г. – 425 мкСм/см, в сентябре 2016 г. она была минимальной (225 мкСм/см) по сравнению с другими точками.

Таблица 1

**Электропроводность (Э) и показатель кислотности (рН) воды  
из р. Лобань**

№ точки отбора	Э, мкСм/ см			рН			
	Дата отбора	11.2015	04.2016	09.2016	11.2015	04.2016	09.2016
1		377	190	396	7,2±0,2	7,2±0,2	7,9±0,2
2		370	116	406	6,5±0,2	6,5±0,2	7,7±0,2
3		371	119,3	409	6,9±0,2	6,9±0,2	7,9±0,2
4		425	161,5	225	7,1±0,2	7,1±0,2	6,9±0,2

По уровню кислотности воду можно отнести к водам с нейтральной и слабощелочной реакцией среды. Водородный показатель изменялся от 6,5 до 7,9, что в пределах нормы (6,5–8,5) (ГН 2.1.5.1315-03).

В пробах воды определяли содержание анионов (табл. 2). Исходя из полученных данных следует, что содержание анионов во всех исследуемых пробах воды не превышало норматив (ниже ПДК в 5–125 раз). Если рассматривать полученные результаты в зависимости от даты отбора, то обращает на себя внимание тот факт, что минимальным было содержание фторидов, хлоридов и сульфатов в апреле 2016 г., в период весеннего половодья. Между тем следует отметить, что концентрация нитратов в этот же период в большинстве проб была наибольшей.

Таблица 2

**Содержание анионов в р. Лобань и р. Осиновка, мг/л**

№ точки отбора	Дата отбора пробы	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
1	11.2015	0,14±0,02	5,6±0,6	1,68±0,25	7,4±0,7
	04.2016	0,11±0,02	8,5±0,9	2,7±0,4	8,5±0,9
	09.2016	0,23±0,03	6,7±0,7	–	12,4±1,3
2	11.2015	0,12±0,02	5,6±0,6	1,62±0,24	7,3±0,7
	04.2016	0,08±0,01	2,69±0,27	1,14±0,32	3,48±0,35
	09.2016	0,19±0,04	5,8±0,6	–	14,2±1,4
3	11.2015	0,12±0,02	6,1±0,6	1,69±0,25	7,3±0,7
	04.2016	0,04±0,01	2,60±0,26	2,03±0,30	5,5±0,6
	09.2016	0,21±0,32	4,7±0,5	–	13,8±1,4
4	11.2015	0,19±0,02	5,2±0,5	0,4±0,5	32,8±3,3
	04.2016	0,04±0,01	2,80±0,28	2,6±0,4	8,0±0,8
	09.2016	0,15±0,02	3,02±0,31	–	5,1±0,5
ПДК (ГН 2.1.5.1315-03)		1,2	350	45	500

Примечание: прочерк обозначает, что концентрация иона в воде ниже предела обнаружения метода ионной хроматографии.

В воде рек Лобань и Осиновка определяли также содержание катионов (табл. 3). В большинстве проанализированных проб содержание катионов не превышало ПДК. Исключение составила концентрация ионов аммония. Во всех пробах, отобранных в ноябре 2015 г., содержание NH<sub>4</sub><sup>+</sup> было повышенным: либо на уровне ПДК (в т. 2 и т. 3), либо превышало норматив на 11–

37%. Максимальные концентрации ионов аммония определены в т. 3 и 4 в апреле 2016 г. – 3,5–3,7 мг/л, что выше ПДК в 1,8–1,9 раза. Из данных таблицы 3 прослеживается особенность сезонной динамики содержания катионов в воде рек: их количество минимально в сентябре 2016 г., что может быть связано с климатическим фактором (количеством выпавших осадков).

Повышенные концентрации всех исследуемых катионов и сульфатов отмечены для т. 4 (р. Осиновка), расположенной ближе к ядомогильнику. Так, содержание стронция в т. 4 составляет 2,07 мг/л, что выше, чем в остальных пробах в среднем в 10 раз. Повышенное содержание стронция в воде может быть связано с составом водовмещающих горных пород на данной территории, а также химическим составом подземных вод.

Таблица 3

**Содержание катионов в воде р. Лобань и р. Осиновка, мг/л**

№ точки отбора	Дата отбора пробы	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Sr <sup>2+</sup>
1	11.2015	13,5±2,0	<b>2,14±0,22</b>	1,16±0,17	12,4±1,2	48±5	0,22±0,05
	04.2016	5,6±0,8	0,15±0,39	1,56±0,23	5,7±0,6	19±2	0,41±0,08
	09.2016	2,20±0,30	0,81±0,23	0,43±0,09	3,2±0,6	7,6±0,6	–
2	11.2015	12,9±1,9	<i>1,76±0,18</i>	0,87±0,17	12,3±1,20	48±5	0,21±0,04
	04.2016	3,4±0,5	0,23±0,05	1,87±0,28	3,6±0,7	14,1±1,4	–
	09.2016	2,45±0,37	1,16±0,29	0,61±0,12	3,3±0,7	7,7±0,8	–
3	11.2015	13,6±2,0	<b>1,98±0,20</b>	1,39±0,21	12,4±1,3	48±5	0,18±0,01
	04.2016	2,6±0,4	<b>3,5±0,4</b>	1,50±0,20	3,0±0,6	11±1	–
	09.2016	2,20±0,30	1,13±0,28	0,71±0,14	3,0±0,6	6,7±0,7	–
4	11.2015	16,8±2,5	<b>2,64±0,26</b>	2,02±0,30	15,6±1,6	46±5	<i>2,07±0,31</i>
	04.2016	4,6±0,7	<b>3,7±0,4</b>	1,64±0,25	4,3±0,4	14,8±1,5	0,23±0,06
	09.2016	1,60±0,20	0,93±0,23	0,61±0,12	1,60±0,30	4,0±0,4	–
ПДК		200	1,93	–	50	–	7

Примечание: прочерк обозначает, что концентрация иона в воде ниже предела обнаружения метода ионной хроматографии, жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК, курсивом – повышенные значения.

Таким образом, содержание большинства исследованных ионов в воде рек Лобань и Осиновка, протекающих вблизи Кильмезского захоронения ядовитых химических веществ, не превышает ПДК. Однако, в период весеннего паводка (апрель 2016 г.) нами определены высокие концентрации ионов аммония в пробах воды из р. Осиновка (т. 4) и р. Лобань (т. 3), превышающие ПДК в 1,8 раза. Повышенными концентрациями сульфатов и всех исследуемых катионов характеризуются пробы из р. Осиновка. Это может быть обусловлено как природными факторами, так и близостью Кильмезского захоронения, что требует проведения дальнейших мониторинговых исследований.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

## Литература

ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Минздрав России, 2003. 100 с.

Мусихина Т. А. Формирование химического состава поверхностных вод Кировской области: Дис. ... канд. геогр. наук. М., 2001. 198 с.

## ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ И ПАСПОРТИЗАЦИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ ОЗЕР п. ЗЕНГИНО

*Т. М. Фокина, В. В. Фокина*

*МОКУ СОШ п. Зенгино Оричевского района, Sengino2009@yandex.ru*

Озеро – естественная впадина суши, заполненная пресными или солеными водами. В области насчитывается около 4,5 тысяч озер общей площадью до 15 тысяч га, что меньше 0,1% ее территории. Большинство озер имеет небольшие размеры, от нескольких гектаров до 20–40 га. Форма озер чаще округлая или дугообразная, вытянутая, что зависит от происхождения озерных котловин. Озера Кировской области не играют заметной роли в ее гидрографическом облике. Они сосредоточены главным образом в долине р. Вятки. Часть озер постепенно зарастает, превращаясь в болота. Повсеместно в долине р. Вятки и ее крупных притоков можно наблюдать пойменные озера на различных стадиях зарастания. Пойменные озера области почти совершенно не изучены, многие еще не имеют названий (Природа ..., 1999).

Водный бассейн Оричевского района мало изучен (Кликашева, 1979).

В окрестностях п. Зенгино находятся озера Бобровское, Чумичное, Россохово, Подборное, Мелковские, Старица. Из них самыми большими являются Чумичное и Россохово, Подборное и небольшое – озеро Святое.

Озера Россохово и Чумичное, Святое, Подборное были исследованы учащимися Зенгинской школы в 2010–2015 гг. Проведена паспортизация озер. При изучении состояния озер проводилось морфометрическое описание. Пример морфометрического описания представлен в таблице 1.

Таблица 1

### Описание озера Святого

Основные характеристики	Полученный результат
1	2
1. Дата наблюдений (число, месяц, год)	20.06.2012
2. Тип водного объекта	естественный водоём
3. Наименование района расположения пункта наблюдения	На берегу озера
4. Морфометрические особенности участка	Каждая котловина 30м – ширина, 40м – длина, 2,5–3м – глубина, 1200м <sup>2</sup> – площадь
5. Описание окружающей местности	Зарастающие поля, кустарники

## Продолжение таблицы 1

1	2
6. Наличие или отсутствие прибрежно-водной растительности	Костёр безостый, подорожник большой, одуванчик лекарственный, крапива жгучая, марьянник, ежа сборная, тимopheевка луговая, рогоз широколистный, осоки
7. Общая характеристика воды – Прозрачность – Цвет – Запах	18 см Бледно-жёлтый (едва заметный) Слабо-илистый
8. Представители макрозообентоса	Прудовик большой, малый, водолюб, бокоплав, улитки, ручейники, личинки поденки, стрекоз
9. Биотический индекс	5
10. Описание грунта на берегу и на дне водного объекта	Дно – илистое, торфянистое, берег – песчаный
11. Воздействие антропогенных факторов	Сточные воды с сельскохозяйственного комплекса

Анализ физико-химических свойств воды и оценка качества воды по биотическому индексу проведены по методике Вудевиса (Мониторинг ..., 2006). Результаты оценки воды озера Святого представлены в таблице 2.

Таблица 2

**Физико-химические показатели воды озера Святого**

Источник (проба)	Запах	Цвет	Цветность	Прозрачность	Концентрация ионов водорода
2013 июль	Слабо илистый	Бледно-желтый	1–2 балла	18 см	5ед рН
2014 март	Слабо илистый	отсутствует	1–2 балла	18 см	5ед рН
2014 февраль	травянистый	Бледно-желтый	2 балла	14 см	5ед рН

Результаты исследований показывают, что вода из озера пригодна для рекреационных целей, культурно – бытового назначения. Запах воды – слабоилистый, цвет: бледно-желтый, прозрачность в пробе равна 18 см, рН равен 5 – среда нейтральная.

**Паспорт водоёма Орчевского района Кировской области озера Святого**

1. Святое.
2. Основное назначение – рекреационное
3. Наполнен водой.
4. Почвы: глинисто-песчаные, торфяные.
5. Расстояние до посёлка Зенгино 1 км.

Морфометрическая характеристика водоёма.

1. Форма округлая, из двух котловин. Площадь общая  $1200 \cdot 2 = 2400 \text{ м}^2$ .
2. Размеры каждой котловины: длина 40 м., ширина 30 м.

3. Глубина средняя 2,5–3 м.
4. Характер берегов и прилегающего побережья: низкие, кустарники.
5. Характер береговой линии – почти округлый.
6. Заливов практически нет
7. Заливаемость паводковыми водами: весна, осень.
- Зарастаемость берега до 1.5 м – осоками, рогозом. Островов нет.
8. Грунты дна: илисто-песчаное. Степень заиления 60 см.
9. Видовой состав ихтиофауны не исследован
10. Наличие беспозвоночных: моллюски-катушки, лужанки, прудовики, личинки стрекоз, мотыль.
11. Водоплавающая птица: утки-чирок хохлатый, кряква.
12. Плотины не имеются, фильтрация отсутствует, водослив с сельскохозяйственного комплекса.

Использование водоёма в рекреационных целях

1. По берегам озера расположены зарастающие поля сельскохозяйственного использования.

2. Наличие лова: нет.

Антропогенное воздействие:

Озеро расположено в низинной части, угол наклона к озеру около 30 градусов. На возвышенной части находится молочный комплекс СПК Гарский. Стоки от ферм направлены в сторону озера Святого и следствие – попадание органики в воды озера. Торфянистые донные отложения не способствуют разложению органики, но происходит разрастание растительности в прибрежной зоне, возможна сукцессия (Желнина, 1999).

#### Литература

- Желнина Е. Пруды и водохранилища Кировской области. Киров, 1999–2002. 236 с.  
 Кликашева Л. Оричевский район // Природные условия и природные ресурсы административных районов Кировской обл. Киров, 1979. 34 с.  
 Мониторинг природных сред и объектов / Под ред. Т. Я. Ашихминой. Киров: «Старая Вятка», 2006. 252 с.  
 Природа Кировской области. Киров, 1999. 256 с.

### СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОХРАНИЛИЩ СЕВЕРО-ВОСТОКА КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

*Т. И. Кутявина<sup>1</sup>, Е. А. Домнина<sup>1,2</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, А. С. Тимонов<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, kutyavinati@gmail.com,*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Природопользование существовало и существует как важнейший аспект жизни человека, включающий в себя совокупность всех форм эксплуатации природно-ресурсного потенциала и мер по его сохранению в процессе общественного производства для удовлетворения материальных и культурных потребностей общества (Рациональное ..., 2013). Основные принципы



рационального природопользования – это изучение, охрана, освоение и преобразование различных типов ресурсов окружающей природной среды. Одним из важнейших ресурсов на планете является вода. Наибольшие её запасы сосредоточены в озёрах и водохранилищах. В последнее время во многих водоёмах отмечаются признаки загрязнения, эвтрофирования, «цветения» воды. В частности, эти негативные явления наблюдаются в водоёмах Кировской области. В регионе имеется несколько крупных социально значимых водохранилищ, созданных более века назад. Изучение состояния водных объектов региона имеет большое значение для рационального природопользования.

Цель работы – провести комплексный анализ состояния водохранилищ Кировской области для составления их сравнительной характеристики.

Объектами исследования были Белохолуницкое, Омутнинское, Большое Кирсинское и Чернохолуницкое водохранилища Кировской области. Эти водоёмы являются самыми крупными в регионе. Общими чертами для всех объектов исследования являются сходные природно-климатические условия. Водоохранилища были созданы в одно и то же время в районах добычи и разработки железных руд, с момента создания до середины XX в. выполняли общую функцию – обеспечение водоснабжения металлургического производства. Наиболее освоены и интенсивно используются берега в приплотинных участках водохранилищ. Растительность и животный мир в районах расположения водоёмов являются типичными для таёжной полосы. Основные отличия водоёмов состоят в морфометрических параметрах, разной ориентации в пространстве, форме чаши и изрезанности береговой линии, в интенсивности водообмена, степени антропогенной нагрузки и в развитии процессов эвтрофикации.

В ходе исследования были проведены: анализ космических снимков территории исследования, визуальные наблюдения на объектах исследования, химический анализ проб воды и донных отложений. На основе собранного материала сделана сравнительная характеристика исследуемых водохранилищ.

Наибольшая природно-техногенная нагрузка оказывается на Омутнинское водохранилище. Её природная составляющая обусловлена влиянием болот, расположенных на территории вблизи впадения р. Омутной в водоём, холмистого рельефа водосборной площади водоёма в средней и приплотинной частях, развитии эрозионных процессов. Вклад в техногенную нагрузку вносят металлургический завод и городская застройка, расположенные в приплотинной части, лечебно-оздоровительные учреждения и садоводческие общества в средней части водохранилища. В местах совокупного действия антропогенных и природных факторов наблюдается наибольшее загрязнение, вызванное поступлением поллютантов и органических веществ. По степени загрязнённости воды органическими веществами Омутнинское водохранилище и живущих в нём живых организмов можно отнести к мезосапробным. В воде данного водоёма выявлено повышенное содержание аммонийного азота, общего железа, высокое химическое потребление кислорода (ХПК), низкое содержание растворённого кислорода. В донных отложениях в приплот-

тинной части отмечена высокая концентрация цинка, кадмия и свинца. Из литературных данных (Петрова, 1990; Охапкин, 2012; Бариева, 2003) известно, что различные формы загрязнения, антропогенная трансформация водосборной площади и эвтрофирование оказывают влияние на развитие фитопланктона водоёма и, в частности, на увеличение доли цианобактерий в общей численности фитопланктона. В Омутнинском водохранилище в течение ряда лет отмечается очень интенсивное «цветение» воды, вызванное преимущественно цианобактериями. «Цветению» воды и быстрому росту цианобактерий способствует высокое содержание органических веществ в водохранилище (Кутявина и др., 2014).

Высокую природно-техногенную нагрузку испытывает Большое Кирсинское водохранилище (Кутявина и др., 2013). Его характерными природными особенностями является расположение в районе преобладания болотно-подзолистых почв и питание водами Кирсового болота, расположенного выше по течению р. Дальняя. Техногенная нагрузка на водоём обусловлена влиянием торфоразработок на Кирсовом болоте, жилой и промышленной застройкой г. Кирс, деятельностью завода «Кирскабель». Неблагоприятным фактором, также оказывающим влияние на качество воды, является слабая проточность этого водоёма по сравнению с Омутнинским водохранилищем. В Большом Кирсинском водохранилище выявлено загрязнение воды аммонийным азотом, общим железом. Также зафиксировано высокое ХПК и низкое значение водородного показателя (рН). Донные отложения в центральной части водоёма загрязнены марганцем и кадмием. По степени загрязнённости воды органическими веществами данный водоём и живые организмы в нём являются мезосапробами. Несмотря на высокое содержание органических веществ и биогенных элементов (азота), водоросли и цианобактерии развиваются в Большом Кирсинском водохранилище меньше, чем в Омутнинском. Развитие фитопланктона и других водных организмов ингибируется слабокислотной реакцией среды.

Белохолуницкое водохранилище, по сравнению с двумя предыдущими водоёмами, испытывает низкую нагрузку. Причём природные условия, в которых создано и функционирует водохранилище, практически не влияют на поступление загрязняющих веществ в водоём (Кутявина и др., 2013). Нагрузка на водоём обусловлена деятельностью человека. Расположенные в приплотинной части ОАО «Белохолуницкий машстройзавод», городская застройка оказывают влияние на загрязнение донных отложений этого участка водоёма свинцом, марганцем и медью. По степени загрязнения органическим веществом Белохолуницкое водохранилище близко к олиготрофным водоёмам. Невысокое содержание биогенных элементов и органических веществ отрицательно влияет на развитие водорослей и цианобактерий в водоёме. Повышенное содержание тяжёлых металлов в донных отложениях и высокие концентрации железа в воде могут угнетающе действовать на развитие живых организмов в приплотинной части водохранилища.

Самая низкая природно-техногенная нагрузка в настоящее время отмечена для Чернохолуницкого водохранилища. Она складывается из влияния немногочисленных болот, расположенных выше по течению р. Чёрная Холуница (верховье пруда) и жилой застройки одноимённого посёлка в приплотинной части (Кутявина и др., 2013). Проявляется эта нагрузка в повышенном содержании в донных отложениях приплотинной части водоёма марганца, свинца и цинка. Согласно проведённым исследованиям, Чернохолуницкое водохранилище и живые организмы в нём по степени загрязнения воды органическими веществами можно отнести к олиготрофным.

Таким образом, установлено, что Белохолуницкое, Омутнинское, Большое Кирсинское и Чернохолуницкое водохранилища испытывают различную природно-техногенную нагрузку. Степень нагрузки и её характер отражаются в химическом составе воды и донных отложений водоёмов. Общим для всех объектов исследования, независимо от степени природно-техногенной нагрузки, является повышенное содержание загрязняющих веществ в воде и донных отложениях приплотинных участков водохранилищ. В зависимости от характера и степени загрязнения водоёмов, их можно разделить на две группы: мезотрофные и олиготрофные. Различная природно-техногенная нагрузка водоёмов, процессы эвтрофирования оказывают влияние на развитие и распространение по акватории растительности и животного мира. Наиболее подвержено эвтрофикации, согласно данным химического анализа, Омутнинское водохранилище.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

### Литература

Рациональное природопользование: курс лекций / О. В. Тупицына, К. Л. Чертес, А. А. Пименов. Самара: Самар. гос. техн. ун-т, 2013. 136 с.

Петрова Н. А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л., 1990. 200 с.

Охапкин А. Г. Особенности структурной организации фитопланктона водоёмов разного типа бассейна Средней Волги (Россия) // Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы докладов IV Междунар. конф. Киев, 2012. С. 228–229.

Бариева Ф. Ф. Изменение фитопланктона при антропогенном воздействии и восстановлении озерных экосистем (на примере озер г. Казани): Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16. Казань, 2003. 25 с.

Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я. Оценка качества воды Омутнинского водохранилища с использованием физико-химических и биоиндикационных методов // Проблемы региональной экологии. М., 2014. № 1. С 131–137.

Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я. Морфометрические, гидрохимические и биологические особенности прудов Северо-Востока Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 50–55.

## СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ (Cu, Zn, Ni, Pb) В ВОДОТОКАХ ПРАВОБЕРЕЖНОЙ ЧАСТИ ВОДОСБОРНОЙ ПЛОЩАДИ ПЕНЗЕНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

*К. А. Дурягина, М. И. Андреева, А. И. Иванов,  
А. Г. Горохова, С. А. Старшинова  
Филиал ФБУ БХУХО (Воинская часть 21222),  
margo0185@gmail.com, k.duryagina@mail.ru, rcgkim@mail.ru,  
gor\_anna78@mail.ru, starshinova1977@mail.ru*

Мониторинг загрязнения водотоков тяжелыми металлами является одной из важнейших составляющих комплекса мероприятий, направленных на охрану водных ресурсов. Если в крупных реках и водохранилищах он ведется в плановом порядке, то малые реки и ручьи, в настоящее время в основном остаются не охвачены мониторинговыми исследованиями. Данные о фоновом содержании в них тяжелых металлов в литературе очень ограничены, хотя они представляют большой научный и практический интерес. Последнее определяется в первую очередь тем, что водотоки подобного типа питаются в основном за счет подземных вод, состав которых тесно связан с геохимическими особенностями водоносных горизонтов, свойственными тому или иному региону.

Целью данной работы было изучение содержания тяжелых металлов Cu, Zn, Ni и Pb в водотоках правобережья Пензенского хранилища – основного источника водоснабжения г. Пензы. Определение содержания перечисленных элементов в пробах воды осуществлялось на атомно-адсорбционном спектрометре МГА 915 МД. Отбор проб проводился из наиболее крупных водотоков находящихся на водосборной площади правобережной части Пензенского водохранилища: ручьев Акулька, Безымянный, Круглый, Лямзй, Медоевка в 2008–2012 гг.

Анализ показателей средних концентраций Zn, Ni, и Pb за годы исследований показал, что они находятся в пределах ПДК (табл. 1). Зафиксировано превышение ПДК для водоемов рыбо-хозяйственного назначения по содержанию Cu в воде ручьев Акулька, Безымянный, Лямзй и Медоевка, что связано с геохимическими особенностями района исследований. В ручье Безымянный содержание этого элемента находится на уровне ПДК. По содержанию Cu вода всех рассматриваемых водоемов характеризуется близкими значениями.

Для ручьев Безымянный и Лямзй, водосборные площади которых находятся рядом, по сравнению с другими изученными водотоками характерно повышенное содержание Zn. Это связано с тем, что для карбонатных глин, которыми сложены здесь водоупорные горизонты, характерно высокое содержание этого элемента. Содержание Ni и Pb в воде рассматриваемых водотоков выражается близкими значениями (табл. 1).

Таблица 1

### Среднее содержание Cu, Zn, Ni, Pb в воде водотоков района исследований

Название водотоков	Среднее содержание, мг/л			
	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>2+</sup>	Ni <sup>2+</sup>	Pb <sup>2+</sup>
Акулька	0,0020±0,0007	0,0030±0,0012	0,0055±0,0023	0,0003±0,0003
Безымянный	0,0025±0,0013	0,0075±0,0021	0,0040±0,0016	0,0004±0,0002
Круглый	0,0010±0,0006	0,0040±0,0019	0,0035±0,0019	0,0006±0,0005
Лямзй	0,0015±0,0008	0,0065±0,0022	0,0055±0,0027	0,0005±0,0003
Медоевка	0,0025±0,0011	0,0014±0,0009	0,0040±0,0018	0,0005±0,0004
ПДК для воды рыбохозяйственного назначения	0,0010	0,0200	0,01	0,0060
ПДК для воды культурно-бытового назначения	1,0	1,0	0,02	0,001
НСР <sub>0,05</sub>	0,0012	0,0019	0,0008	0,0002

Для выявления гидрохимических особенностей изученных водотоков было проведено сравнение полученных результатов и данных Регионального центра экологического контроля и мониторинга по Пензенской области по пяти контрольным водотокам – ручьям Сундоровка, Инра, Жданка и Кичкилейка, расположенных в бассейне р. Сура за пределами района исследований (табл. 2). Каких-либо гидрохимических особенностей при этом выявить не удалось. Содержание изучаемых ингредиентов во всех водотоках выразилось близкими значениями. В связи с этим полученные средние значения могут рассматриваться как фоновые. Они могут использоваться при проведении ОВОС для проектирования промышленных объектов в бассейне р. Сура в пределах Пензенской области.

Таблица 2

### Среднее содержание Cu, Zn, Ni, Pb в водотоках водосборной площади Пензенского водохранилища и бассейна р. Сура за пределами района исследований

Изучаемые водотоки	Среднее содержание, мг/л			
	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>2+</sup>	Ni <sup>2+</sup>	Pb <sup>2+</sup>
1	2	3	4	5
Ручьи района исследования (Акулька, Безымянный, Круглый, Лямзй, Медоевка)	0,0019±0,0008	0,0021±0,0016	0,0045±0,0026	0,0010±0,0008
Ручьи прилегающих территорий (Сундоровка, Инра, Жданка, Кичкилейка, Теплый)	0,0014±0,0008	0,0065±0,0033	0,0035±0,0018	0,0016±0,0010
Средний показатель для водотоков правобережной части бассейна реки Суры	0,0015±0,0006	0,0043±0,0028	0,0040±0,0026	0,0013±0,0006
НСР <sub>0,05</sub>	0,0004	0,0017	0,0009	0,0003

По содержанию Cu, Zn, Ni в воде ручьев района исследований установлена сезонная динамика, выражающаяся в некотором повышении их концентраций во время весеннего половодья. Значения концентраций Pb остаются стабильно низкими в течение всего года. Вероятно, это объясняется наименьшей подвижностью этого элемента.

Таким образом, при проведении мониторинга по определению содержания в воде химических элементов отбор проб следует вести в течение всех четырех сезонов года. Объективными, характеризующими гидрохимическую ситуацию, будут только средние показатели измерений, учитывающие периоды зимней и летней межени, а так же весеннего половодья.

### Литература

Горохова А. Г. Распределение тяжелых металлов (Cu, Zn, Ni, Pb) и мышьяка (As) в природных средах и биологических объектах правобережной части водосборной площади Пензенского водохранилища: Дис. ... канд. биол. наук. Пенза, 2013.

Иванов А. И., Костычев А. А., Ильин Д. Ю. Динамика содержания свинца, марганца и железа в почвах и поверхностных природных водах ЗЗМ объекта уничтожения химического оружия // Мониторинг природных экосистем. Пенза: РИО ПГСХА, 2008. С. 68–73.

Иванов А. И., Чистякова А. А., Новикова Л. А. Особо охраняемые природные территории Пензенской области. Пенза: Типография Тугушева С. Ю., 2008. 32 с.

Рубин Б. А. Курс физиологии растений: Учебник для ун-тов. М.: «Высш. школа», 1976. С. 548–552.

Юргенсон Г. А., Солодухина М. А., Смирнов А. А. и др. К проблеме биологического поглощения токсичных химических элементов растениями в природных и геотехногенных системах // Вестник МАНЭБ. СПб. Чита, 2009. Т. 14. № 3. С. 110–113.

## ПРЕДВАРИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА АСЛЫКУЛЬ ПО СООБЩЕСТВАМ МИКРОФИТОБЕНТОСА

*Ш. Р. Абдуллин<sup>1</sup>, В. Б. Багмет<sup>2</sup>, Е. Ю. Езупова<sup>1</sup>, Д. И. Ахмедьянов<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Башкирский государственный университет, abdullinshrbsu@mail.ru*

<sup>2</sup> *ДЭБЦ «Росток», chara1989@yandex.ru*

Биоиндикационные методы на основе видового состава сообществ и обилия цианобактерий и водорослей дают интегральную оценку результатов всех природных и антропогенных процессов, протекавших в водном объекте. Кроме того, биоиндикация по сообществам цианобактерий и водорослей дешевый экспресс-метод, в то время как химические анализы дорогостоящи. Преимуществом автотрофов является то, что они первыми в трофической цепи реагируют на загрязнители, не успевая их значительно накапливать. Реакцией на изменение условий среды является изменение состава и обилия водных организмов, причем смена сообщества цианобактерий и водорослей может произойти за несколько часов при смене условий среды (Баринова и др., 2006).

Аслыкуль – самое крупное озеро Республики Башкортостан, оно распо-

ложено в Давлекановском районе, в бассейне реки Дёма, входит в состав природного парка «Аслыкуль». Площадь озера достигает 23,5 км<sup>2</sup>, его длина – 8 км, ширина – 5–6 км, максимальная глубина достигает 8 м, а средняя – 5,5 м. Озеро имеет провальное-карстовое происхождение. Питание смешанное: снеговое, подземное и дождевое. Вода в озере слегка солоноватая с высокой минерализацией (Гареев, 2012).

К настоящему времени изучены фитопланктон (Шкундина, Гуламанова, 2014) и водоросли-эпифиты (Шарипова, 2006) озера Аслыкуль, однако микрофитобентос ранее подробно не исследовался.

Это озеро является одним из самых популярных водоемов Башкирии для летнего отдыха. Высокая рекреационная нагрузка сказывается на экологическом состоянии водоема и его прибрежной части, поэтому постоянный мониторинг экосистемы озера является актуальным.

Цель работы – оценка экологического состояния экосистемы озера Аслыкуль по сообществам микрофитобентоса.

26–27.08.2016 с помощью дночерпателя Петерсена с площадью захвата 1/25 м<sup>2</sup> на глубинах 1,5–4,5 м было отобрано 6 проб фитобентоса по периметру озера Аслыкуль. Прозрачность воды, которую определяли с помощью диска Секки, изменялась от 1,5 до 4,5 м. Часть проб фиксировали 4% раствором формалина, часть – изучали в живом виде (Водоросли., 1989). Выявление видового состава цианобактерий и водорослей в пробах проводили в лаборатории стандартными методами (Водоросли., 1989) В исследованиях использовали световой микроскоп «Микмед-1». Обилие цианобактерий и водорослей оценивали по 7-балльной шкале. Определяли частоту встречаемости видов (F). Сапробиологический анализ проведен на основе данных экологической картотеки видов цианобактерий и водорослей (Баринова и др., 2006) с использованием индекса сапробности по Пантле-Буку (Баринова и др., 2006). В полисапробной зоне индекс равен 3,5–4,5, в α-мезосапробной – 2,5–3,5, в β-мезосапробной – 1,5–2,5, в олигосапробной – 0,5–1,5, ксеносапробной – менее 0,5 (Баринова и др., 2006).

В результате предварительных исследований микрофитобентоса озера Аслыкуль выявлен 51 вид цианобактерий и водорослей из 5 отделов: *Cyanobacteria* – 10, *Bacillariophyta* – 26, *Euglenophyta* – 5, *Charophyta* – 6, *Chlorophyta* – 4 (табл.). По числу видов доминировали представители диатомовых водорослей. По сумме баллов обилия доминировали виды *Navicula viridula* (Kütz.) Ehr., *Placoneis elginensis* (W.Greg.) E.J. Cox, *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Hippodonta costulata* (Grun.) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski, *Navicula gregaria* Donkin, *Epithemia sorex* Kütz., *Euglena pascheri* Swirenko, *Nitzschia palea* (Kütz.) W.Sm. Наиболее часто встречались виды *Navicula viridula* (Kütz.) Ehr. (F=100%), *Merismopedia tenuissima* Lemm. (F=83%), *Anabaena* sp. (F=57%), *Oscillatoria limosa* C. Ag. ex Gom. (F=67%), *Luticola binodis* (Hust.) M.B. Edl. in Edl. et al. (F = 67%), *Cosmarium punctulatum* Bréb. (F=67%).

Выявлено 36 индикаторных видов цианобактерий и водорослей, что составляет 70,6% от общего числа видов. Наиболее массово встречались  $\beta$ -мезосапробы – 18 видов, далее следовали олигосапробы – 13 видов и ксено-сапробы – 3 вида, а также по 1 виду полисапробов и  $\alpha$ -мезосапробов. Показатели индекса Пантле-Букка в разных пробах изменялись от 1,21 до 1,76 (табл.). Средний индекс сапробности экосистемы озера равен 1,52, что соответствует  $\beta$ -мезосапробной зоне. По этому показателю водоем относится к 3 классу 4 категории качества вод и характеризуется как умеренно загрязненный.

Таблица

**Таксономический состав и показатели сапробности микрофитобентоса озера Аслыкуль**

№	Таксон	Пробы					
		1	2	3	4	5	6
1.	<i>Cyanobacteria</i>	3	3	1	3	6	8
2.	<i>Bacillariophyta</i>	9	5	6	9	9	14
3.	<i>Euglenophyta</i>	1	0	2	1	5	0
4.	<i>Charophyta</i>	3	0	1	2	1	3
5.	<i>Chlorophyta</i>	0	1	1	0	2	2
Всего видов		16	9	11	15	23	27
Индекс сапробности		1,27	1,76	1,75	1,47	1,66	1,21

Таким образом, в результате предварительных исследований микрофитобентоса озера Аслыкуль выявлен 51 вид цианобактерий и водорослей из 5 отделов, доминировали представители диатомовых водорослей. Средний индекс сапробности водорослей озера равен 1,52, что соответствует  $\beta$ -мезосапробной зоне. Водоем характеризуется как умеренно загрязненный.

*Работа была выполнена в рамках проекта ПРООН «Обеспечение сохранения ценных водно-болотных угодий в Республике Башкортостан путем номинирования их в качестве Рамсарских угодий».*

**Литература**

- Барина С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив, 2006. 500 с.
- Водоросли. Справочник / С. П. Вассер, Н. В. Кондратьева, Н. П. Масюк и др. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
- Гареев А. М. Реки, озёра и болотные комплексы Республики Башкортостан. Уфа: Гилем, 2012. 248 с.
- Шарипова М. Ю. Водоросли экотонных сообществ. Уфа: РИО БашГУ, 2006. 182 с.
- Шкундина Ф. Б., Гуламанова Г. А. Биологическое разнообразие автотрофного планктона озер Республики Башкортостан, Россия // Альгология. 2011. Т. 21. № 3. С. 329–345.



## К БРИОФЛОРЕ БАССЕЙНА р. ЩУГОР (ЮЖНАЯ ЧАСТЬ НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «ЮГЫД ВА»)

*Г. В. Железнова, Т. П. Шубина, С. В. Дёгтева*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*  
*zheleznova@ib.komisc.ru, tshubina@ib.komisc.ru, degteva@ib.komisc.ru*

Национальный парк «Югыд ва» является наиболее крупным объектом природно-заповедного фонда Республики Коми. В 1995 г. он был включен в перечень Всемирного наследия природы ЮНЕСКО как объект «Девственные леса Коми». Ландшафты национального парка практически не испытывали на себе воздействия антропогенного пресса. Растительные сообщества на его территории развиваются в режиме спонтанной динамики.

В ботаническом отношении территория национального парка, располагающегося в труднодоступных районах Приполярного и Северного Урала, исследована неравномерно. В настоящем сообщении приводятся сведения о флоре листостебельных мхов южной части парка в пределах бассейна р. Щугор, включая его крупные притоки (рр. Большой Паток, Малый Паток, Торговая), горные хребты (Тельпос-из – 1617 м над ур.м., Лорцемпея – 1361 м над ур.м.) и гору Пеленер – 1082 м над ур.м.

Первые и наиболее полные литературные сведения о бриофлоре бассейна р. Щугор содержатся в сводке Р. Р. Поле (1915), который в 1905 и 1907 гг. собрал коллекцию листостебельных мхов, насчитывающую 99 видов. В. Б. Куваев в 1948–1949 гг. выполнил сборы мхов на горных склонах в бассейне р. Щугор и его притоках Малый Паток и Торговая (Куваев, 1970). В опубликованном им списке мхов содержится информация о 45 видах, из которых 23 – не были отмечены ранее Р. Р. Поле. Перечисленные публикации содержат ценные сведения о местах произрастания, экологии и распространении листостебельных мхов скалистых обнажений бассейна р. Щугор. До настоящего времени 67 видов мхов (43%), указанных в литературных источниках, не подтверждены новыми находками.

В бассейне р. Щугор, начиная с 1946 г., работали ботаники и гидробиологи института: А. Н. Лащенко и Ю. П. Юдин (1946 г.), Р. Н. Алексеева (1961 г.), Н. И. Непомилуева (1963 и 1991 гг.), О. С. Цембер (1969 г.), Э. И. Кочанова (1970 г.), Ю. В. Лешко (1970 г.), В. Н. Шубина (1973 г.), Е. Н. Патова (1995 г.), С. В. Дёгтева (2005 г.) и Т. Н. Пыстина (2007 г.). Их сборы, насчитывающие более 300 образцов 89 видов листостебельных мхов, хранятся в гербарии ИБ Коми НЦ УрО РАН (СУКО). По этим сборам 34 вида листостебельных мхов были приведены впервые для южной части парка. Результаты обработки этих материалов были опубликованы нами в двух работах (Шубина, 2007; On the Moss flora..., 2015).

Общий список листостебельных мхов южной части парка в пределах бассейна р. Щугор насчитывает 156 видов листостебельных мхов, относящихся к 30 семействам и 80 родам. Основу таксономической структуры вы-

явленной флоры мхов составляют 11 семейств, включающих 89 видов (58% всего видового состава). Ведущие семейства Sphagnaceae (20 видов), Amblystegiaceae (12) и Grimmiaceae (10) определяют горно-бореальные черты изученной бриофлоры. Слабая флористическая изученность проявляется в низком разнообразии семейств и родов. Так, из 30 семейств половина содержат от 1 до 4 видов, а из 80 родов – 69%. Среди наиболее крупных родов выделяются *Sphagnum* (20 видов), *Dicranum* и *Pohlia* (по 7 видов), *Sciuro-hypnum* (6).

В различных местообитаниях уровень видового разнообразия существенно отличается. Наибольшее количество видов собрано в скальных (83 вида), прибрежно-водных, водных (57) и лесных (49) местообитаниях. Среди представителей географических элементов ведущее место занимают бореальные виды, как в общем списке, так и в большинстве исследованных местообитаний, за исключением прибрежно-водных и водных экотопов. Наиболее распространенными бореальными видами являются *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum juniperinum*, *Aulacomnium palustre*, *Philonotis fontana*, *Sphagnum warnstorffii*. К каменистым берегам водотоков и скалистым выходам приурочены арктоальпийские виды *Polytrichastrum alpinum*, *Bartramia ithyphylla*, *Racomitrium lanuginosum*, гипоарктогорные – *Paludella squarrosa*, *Pohlia wahlenbergii* и горные – *Bucklandiella microcarpa*, *Hylocomiastrum pyrenaicum*. В бассейне Щугора выявлено незначительное число арктических видов, распространение которых связано с Арктикой и высокогорьями. На скальных выходах обнаружен *Encalypta brevicolla*, по берегу на мелкоземе между камней – *Psilopilum cavifolium*. Местообитания гипоарктических мхов *Sphagnum aongstroemii*, *S. jensenii*, *S. lindbergii* в большей степени связаны с болотами. Под пологом лесов выявлены неморальные виды – *Pylaisia polyantha*, *Myrinia pulvinata*, *Sciuro-hypnum oedipodium*, *Plagiothecium nemorale*, *Plagiomnium affine*, произрастающие в основном на гниющей древесине. Космополитные *Ceratodon purpureus* и *Bryum capillare* обнаружены на скалистых выходах. Подавляющее большинство листостебельных мхов южной части парка имеют циркумполярный тип ареала (98%), что вполне характерно для мхов всех секторов Голарктики.

По отношению к увлажнению субстрата более половины листостебельных мхов (53,7%) являются гидрофитами и гигрофитами, 30,3% таксонов относятся к мезофитам. Отмечено значительное участие ксеромезофитных и мезоксерофитных видов (16%), зарегистрированных в сухих каменистых экотопах.

Семь редких видов листостебельных мхов из бассейна р. Щугор занесены в Красную книгу Республики Коми (2009): *Encalypta brevicolla*, *Grimmia mollis*, *Myurella tenerrima*, *Ochyraea norvegica*, *Pohlia ludwigii*, *Polytrichastrum sexangulare*, *Sciuro-hypnum ornellanum*. Их произрастание в большей степени связано со скальными и прибрежноводными экотопами. Шесть видов (*Conostomum tetragonum*, *Didymodon rigidulus*, *Kiaeria blyttii*, *Orthothecium intricatum*, *Plagiopus oederianus*, *Sciuro-hypnum glaciale*) нуждаются в посто-

янным контроле численности в природе (биологическом надзоре) и включены в приложение 1 к региональной Красной книге.

Исследования флоры и растительности национального парка «Югыд ва» будут продолжены.

*Работа выполнена при частичной поддержке проектов № 15-12-4-1 (№ гос. регистрации 115082510014) «Разнообразие растительного мира и почвенного покрова ландшафтов, перспективных для включения в состав объекта Всемирного наследия ЮНЕСКО «Девственные леса Коми» и № 15-12-4-43 (№ гос. регистрации 115110610165) «Особенности структурной организации водных экосистем таёжной зоны Европейского Северо-Востока России, сформированных в условиях разных ландшафтов и экологических факторов» Комплексной программы Уральского отделения РАН.*

### Литература

On the Moss flora of the Malyi Patok River basin (Subpolar Urals) / G. V. Zheleznova, T. P. Shubina, S. V. Degteva, Y. A. Dubrovsky, T. N. Pystina // Известия Коми НЦ УрО РАН, 2015. № 4 (24). P. 28–37.

Красная книга Республики Коми. Сыктывкар. 2009. 792 с.

Куваев В. Б. Лишайники и мхи Приполярного Урала и прилегающих равнин // Спорные растения Урала. Свердловск, 1970. С. 61–92. (Тр. ИЭРиЖ УФ АН СССР. вып. 70).

Поле Р. Р. Материалы для познания растительности северной России. 1. К флоре мхов северной России. Петроград, 1915. 148 с. (Тр. Имп. Ботан. сада Петра Великого; Т. 33. Вып. 1).

Шубина Т. П. Мхи // Бассейн реки Малый Паток: дикая природа. Сыктывкар, 2007. С. 65–97.

## УСТАНОВЛЕНИЕ ЧИСТОТЫ ПРЕСНЫХ РЕК АЛМАТИНСКОЙ ОБЛАСТИ С ПОМОЩЬЮ БИОИНДИКАТОРА РАДУЖНОЙ ФОРЕЛИ

**Б. Н. Мынбаева<sup>1</sup>, К. К. Муздыбаева<sup>1</sup>, О. А. Зубова<sup>2</sup>, А. Д. Майматаева<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Казахский национальный педагогический университет им. Абая, [btynbayeva@gmail.com](mailto:btynbayeva@gmail.com), [mkk77@mail.ru](mailto:mkk77@mail.ru), [maimataeva\\_asia@mail.ru](mailto:maimataeva_asia@mail.ru)*

<sup>2</sup> *Казахский национальный университет им. аль-Фараби, [zubova.olya.a@mail.ru](mailto:zubova.olya.a@mail.ru)*

В связи с дефицитом водных ресурсов, обусловленных как естественно-географическими причинами, так и интенсивным развитием экономики, сохранение пресноводных экосистем является одной из наиболее актуальных проблем для Республики Казахстан. Любая водная экосистема, находясь в равновесии с факторами внешней среды, имеет сложную систему подвижных биологических связей, которые нарушаются под воздействием антропогенных факторов. В частности – загрязнения, что отражается на качественном видовом составе водных сообществ и соотношении численности слагающих их видов. Биоиндикационный метод оценки состояния водоема позволяет решить проблемы его чистоты, разрешение которых с помощью гидрофизических и гидрохимических методов часто затруднено. Рекогносцировочная

оценка степени загрязнения водоема по составу гидробионтов позволяет быстро установить его санитарное состояние, определить степень и характер загрязнения, пути его распространения в водоеме, а также дать количественную характеристику протекания процессов естественного самоочищения.

Единицей измерения и оценки загрязнения окружающей среды является биоиндикатор. Это организм, вид или сообщество, по наличию и состоянию которого можно судить о свойствах среды, в том числе о присутствии и концентрации загрязнителей (Дикарев и др., 1999). При биоценотическом мониторинге учитываются различные показатели разнообразия видов, продуктивность данного сообщества. Чистые пресноводные водоемы заселяют моллюски, личинки веснянок, поденок, представители семейства лососевых, ракообразных и т.д.

Известны работы по установлению чистоты водоемов с помощью представителей простейших (*Daphnia magna*, *Paramecium caudatum* и др.), которых можно отнести к протозойным видам-индикаторам. Из высших обитателей водоемов к таковым можно отнести радужную форель *Parasalmo mykiss*.

Из водных объектов нами были выбраны пресные водоемы, относящиеся к горной системе Терской Алатау. Это бассейны рек Шелек, Текес и Улькен-Какпак, озера Урюкты и Бузумбай, расположенных в Райымбекском районе Алматинской области.

Цель научно-исследовательской работы заключается в том, что с использованием самых распространенных представителей биоты водных экосистем, точно и в короткие сроки можно установить чистоту водоема, в частности, по показателю сапробности. Существует множество методик проведения биоиндикации воды с помощью беспозвоночных. Один из наиболее распространенных – индекс Майера (Мелехова, Сарапульцева, 2008). Это более простая методика, имеющая определенные преимущества. Например, при использовании беспозвоночных в качестве биоиндикаторов не нужно устанавливать видовую принадлежность их представителей. Также методика может использоваться для любых типов водоемов. В основе метода используется приуроченность различных групп водных беспозвоночных к водоемам с определенным уровнем загрязненности (табл.).

Таблица

**Организмы-индикаторы сапробности водоемов (по Майеру)**

Обитатели чистых вод	Организмы средней степени чувствительности	Обитатели загрязненных водоемов
Личинки веснянок	Бокоплав	Личинки комаров-звонцов
Личинки поденок	Речной рак	Пиявки
Дафнии	Личинки стрекоз	Водяной ослик
Двустворчатые моллюски	Моллюски-катушки	Прудовики
Радужная форель	Моллюски-живородки	Малощетинковые черви

Анализируемый нами объект исследования – радужная форель, как организм-индикатор, отнесен к разделу «Обитатели чистых вод».

Методика проведения индикации водоемов с помощью радужной форели *Parasalmo mykiss* предусматривает изучение не только морфологических показателей особей, но и численности ее популяции. Интродукция молоди радужной форели (камчатской микижи *Parasalmo* (O.) *mykiss* Walbaum, 1792) в водоемы Казахстана произведена в 1929–1935, 1964–1966 и 1970-х гг. несколькими партиями из питомников Камчатки Российской Федерации (Бирюков и др., 1982). Условия вселения и акклиматизации камчатской микижи в Казахстане были разными. Подращивание молоди микижи проводилось в бассейнах форелевого хозяйства по технологии выращивания радужной форели (Бирюков, 1982). Присутствие, хороший рост и развитие популяции камчатской радужной форели в верхних горных зонах реки Шелек отмечал исследователь Ю. А. Бирюков (1992). В последующие годы использовалась для интродукции икра из других хозяйств, но интродукция осуществлялась не в природные водоемы, а Тургенское форелевое хозяйство – для выращивания молоди из икры. Более поздних исследований по состоянию популяции радужной форели в реках и озерах Казахстана не проводились. В 2015 г. были исследованы 6 водоемов Алматинской области, в которых изучалось состояние казахстанской популяции радужной форели: наличие, численность, биометрия и другие параметры обитания рыб (рис.).



Рис. Фотография радужной форели *Parasalmo mykiss*, отловленной в реке Улькен-Какпак Алматинской области

Экспедиционные исследования показали, что радужная форель (или интродуцированная камчатская микижа *Parasalmo* (O.) *mykiss*) обитает только в 3 из 6 изученных рек Алматинской области. Она была обнаружена в реках Текес, Орнек и Улькен-Какпак, которые по органолептическим свойствам и прозрачности воды были отнесены к категории маломутных. По другим гидрхимическим показателям: показатель цветности, запах, концентрации  $N_{\text{общ.}}$ ,  $P_{\text{общ.}}$  и pH, вода этих рек имела допустимые нормы. Остальные 3 реки –

Шарын, Шелек и Баянкол, отнесены к мутным, в них не обнаружена радужная форель.

Проведен морфометрический анализ по 10 экз. радужной форели из рек Текес, Орнек и Улькен-Какпак из собственных уловов для изучения состояния популяции. Из популяционных морфометрических характеристик были выбраны длина (L, мм) и вес (Q, г) туловища рыб, длина (l, мм) и вес (q, г) головы и показатель упитанности по Фультону. Оказалось, что в наших уловах присутствовала, в основном, молодь в возрасте  $0 \pm 2$  года. Отмечены хорошие морфометрические показатели роста и упитанности по Фультону, что свидетельствовало о достаточной обеспеченности популяции кормом. Наиболее крупные экземпляры молоди пойманы в реке Улькен-Какпак, мелкие – в реке Орнек, средние по величине – в реке Текес. Считаем, что численность популяции форели варьировала в зависимости от гидрохимических и трофических условий водной среды обитания.

Таким образом, в данных стартовых исследованиях показано удовлетворительное экологическое состояние горных рек на территории Алматинской области, в которых размножается радужная форель. Другими словами, степень чистоты исследованных рек Текес, Орнек и Улькен-Какпак Алматинской области установлена как по количественному и качественному составу гидрологических показателей, так и по численности популяции форели.

*Работа выполнена при поддержке грантового финансирования МОН РК 2015–2017 гг. в области экологии и рационального природопользования.*

### Литература

Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учеб. пособие // Под ред. О. П. Мелеховой и Е. И. Сарапульцевой. 2-е изд., испр. М.: Издательский центр «Академия», 2008. 288 с.

Бирюков Ю. А. Сравнительные особенности развития микижи *Salmo mykiss* (Walbaum) и радужной форели *Salmo gairdneri* (Richardson) в связи с интродукцией их в водоемы Юго-Восточного Казахстана: Автореф. дис. ... к. б. н. М.: МГУ, 1982. 22 с.

Бирюков Ю. А. и др. О результатах интродукции камчатской микижи (*Salmo mykiss* Walb.) в горные водоемы Юго-Восточного Казахстана // Изучение зоопродукторов в водоемах бассейна реки Или. Алма-Ата: Изд-во КазГУ, 1982. С. 194–209.

Бирюков Ю. А. *Salmo mykiss* Walbaum – микижа // Рыбы Казахстана. Алма-Ата: Ғылым, 1992. Т. 5. С. 119–125.

Методы и средства экологического контроля / В. И. Дикарев и др. СПб.: Крисмас+, 1999. 285 с.

Metcalf N. B. et al. Feeding intensity, growth rates and the establishment of life-history patterns of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* L. // J. Anim. Ecol. 1988. Vol. 57. N. 2. P. 463–474.

## **К РЕШЕНИЮ БИОМЕТРИИ БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ ДЛЯ ЭКСПЕРТНОЙ (БАЛЛЬНОЙ) ОЦЕНКИ СТЕПЕНИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ НА ТЕРРИТОРИЯХ, ГДЕ НАХОДЯТСЯ ОПАСНЫЕ ПРОИЗВОДСТВЕННЫЕ ОБЪЕКТЫ**

*А. А. Трегуб, Н. И. Хотько*

*Саратовский государственный НИИ промышленной экологии,*

*info@sar-ecoinst.org*

*Российская Академия Естествознания*

После прекращения в стране уничтожения химического оружия наличие научного коллектива, имеющего многолетний опыт работы с высокотоксичными химическими веществами и соответствующей материально-технической базы, обеспечивающей возможность безопасного проведения работ, позволило институту успешно перейти к выполнению научных исследований по профилактическому обеспечению безопасности работ на опасных промышленных объектах (ОПО), связанных с химической продукцией, перепрофилированием объектов по уничтожению химического оружия и разработке научных основ санитарно-гигиенического обеспечения безопасных условий труда персонала и среды обитания населения ближайших территорий. Институт активно выполняет государственные задания, связанные с опасными производственными объектами, в частности по уничтожению химического оружия. Сотрудники токсикологических лабораторий, отделов проблем охраны окружающей среды, осуществляя токсикологические, экспертные работы по выполнению предприятиями санитарно-гигиенических требований, участвуют в обосновании гигиенических нормативов. Особо следует отметить новизну разработки обоснования гигиенических нормативов химического загрязнения таких необычных сред как строительные конструкции, зола из печей сжигания, снаряды. Наряду с этим, обсуждается вопрос перепрофилирования бывших объектов по уничтожению химического оружия. Например, объекта, расположенного в п. Горный Саратовской области в специализированное научно-техническое предприятие по производству мышьяк содержащих соединений различного качества с целью обеспечения им различных отраслей народного хозяйства и экспортных поставок в другие страны.

При разработке концептуально-методологической основы системы комплексного экологического мониторинга ОПО предусмотрена реализация, разработка и использование комплекса медико-биологических критериев по оценке состояния здоровья граждан, проживающих и работающих в зонах защитных мероприятий. В настоящее время оценка степени экологической опасности в целом, влияния факторов окружающей среды на растительный и животный мир осуществляется по трём основным направлениям экологического надзора – биологический мониторинг, химические и радиологические исследования. При этом принимаются во внимание все возможные (исследуются доступные) признаки влияния факторов окружающей среды (ОС) на

биоту. Исследуется атмосферный воздух, гидросфера, почва и растительные объекты на территориях, техногенного воздействия опасных производственных объектов, в том числе объекты уничтожения химического оружия. Предусмотрены зоны защиты, выделения стадий опасности – от обычного производственного режима до аварийного состояния. Обязательным условием обеспечения требуемого уровня безопасности объекта и реализации системы защитных мероприятий является создание надёжной системы экологического контроля и мониторинга за безопасным функционированием этих объектов. (CHEMDET, 2015). Для оценки полученных объективных, но зачастую разновекторных данных необходимо применять математические методы и вычислительную технику: автоматизация сводок, подготовка исходных данных для программирования процесса диагностики и т. д. Распознавание, т.е. отнесение патологических состояний, процессов или биологических объектов к одному из классов в разрабатываемых и эксплуатируемых моделях. Сюда же следует отнести сравнения с физиологической нормой, контроль развития организма, массовые профилактические осмотры (работников объекта и/или населения). Важной задачей моделирования информационной системы является управление для облегчения принятия решений. (При этом предусматривается участие человека как ответственного за управленческие решения). Анализ экологической медицинской литературы также является одной из целей автоматизированной системы, которые могут быть отнесены к информационно-поисковым реферативно-библиографическим системам. В основе подобных систем лежат математические модели типа специальных информационно-поисковых языков.

В автоматической системе удаётся обычно установить моделируемый иерархический уровень биологической системы, который может быть субклеточным, клеточным, органным, уровнем физиологических систем и анатомических областей, уровнем целого организма, популяционным и, наконец уровнем ОС. Кстати, уровень ОС отражен в довольно большом числе моделей (порядка 10%), которые редко бывают изометрическими (3 из 36). Это легко понять, если учесть, что к рассматриваемой категории были отнесены модели разнообразных факторов среды, которые нельзя связать с определённым состоянием самого организма, его органов и систем. Это, например модели физических, химических, биологических факторов, речевых сигналов, других психических воздействий, изображений, текстов и прочих внешних для организма, но влияющих на него факторов среды.

В сумме перечисленные уровни моделирования биологических систем охватывают 76% всех моделей (Гублер, 1978,1990).

В системах, осуществляющих техническое (в т.ч. медицинское) обслуживание, также можно определить иерархический уровень каждого из них (моделировать (до)врачебную помощь, работу отделений, больницы, медучреждений).

Среди совершенствуемых в настоящее время научных подходов к решению проблемы охраны окружающей среды и защите здоровья населения, мы считаем медико-экологическое картографирование, учитывающее много-



плановую антропогенную нагрузку на природу и человека. Наиболее ценное значение такого метода с позиции охраны окружающей среды и здоровья человека, состоит в возможности дифференцированного представления глубины эколого-гигиенических нарушений объектов, долгосрочного прогнозирования трансформаций негативных тенденций, определения (естественно с различной степенью достоверности) наиболее опасных «горячих» точек негативного воздействия на окружающую среду, а затем предусмотрения адекватных эффективных мероприятий по улучшению обстановки первостепенной и отдаленной реализации (Беляков и др., 1993; Хотько, 1996). Принципиальной принадлежностью медико-экологического районирования является то, что экспертную основу его составляют территориальные особенности причинно-следственных связей между состоянием здоровья населения и факторами его определяющими. В частности на основании изучения закономерностей географии отдельных болезней человека нами предложена программа и макет медико-экологического атласа Саратовской области (Хотько и др., 1996), и карта эпидемиологического районирования Саратова на основании комплекса интегрированных показателей (Коломиец и др., 1997). Очевидно, что предложенный нами подход может оказать существенное влияние на решение следующих вопросов: независимой экспертизы и объективной аргументации дальнейшего наращивания (использования) или сокращения промышленного потенциала на той или иной загрязненной территории; объективной оценки возможности градостроительства, расселения людей; оптимизации сроков проведения, разработанных с участием гигиенистов, долгосрочных программ, конечного поэтапного улучшения условий жизни населения в конкретных административных районах; направленного, научно обоснованного выделения материальных средств в первую очередь в наиболее экологически опасные районы. В детальном порядке может быть разработана балльная экспертная оценка степени опасности конкретно той или иной промышленной зоны (объекта) с учётом характера производственного процесса, технической оснащённости, человеческого фактора, времени и т. д. Критерии эффективности деятельности по обеспечению медико-экологического благополучия нами были определены ранее (Хотько, Радюшкин, 2015). В качестве основных аспектов деятельности можно отметить: степень достижения ожидаемых результатов; стабильность достигнутых результатов; уменьшение риска возникновения неблагоприятной экологической обстановки; возможность перехода к последующим этапам обеспечения медико-экологического благополучия.

Применение предложенной методологии оценки риска в практической деятельности экологических НИИ, органов здравоохранения позволяет определить количественные характеристики возможного ущерба, причиненного здоровью людей и окружающей среде воздействием химических веществ, загрязняющих рабочую зону, научно обосновать приоритеты в осуществлении государственного экологического надзора и социально-гигиенического мониторинга, оптимизировать систему медико-экологического обеспечения лиц,

работающих в условиях воздействия вредных и/или опасных производственных факторов. Управленческая деятельность при этом предполагает первоначальное создание для нее правовой и организационной основы.

### Литература

Радюшкин Ю. Г., Хотько Н. И. Проблемы обеспечения безопасности проведения ликвидации и конверсии бывших объектов по хранению и уничтожению химического оружия // Проблемы обеспечения химической безопасности в современных условиях. Сб. статей междунаро. НПК. Пенза, 2015. С. 3–8.

Хотько Н. И., Радюшкин Ю. Г. Эколого-гигиенические аспекты проблемы обеспечения благополучия населения при осуществлении перепрофилирования и выведения из эксплуатации объектов УХО // Химическое разоружение 2015: итоги и аспекты технологических решений, экоаналитического контроля и медицинского мониторинга «СHEMDET-2015». Ижевск, 2015. С. 200–203.

Беляков В. Д. Региональные проблемы здоровья населения России. М.: ВИНТИ. 1993. 334 с.

Гублер Е. В. Элементы численного анализа и математической обработки результатов опыта. М.: Наука, 1978.

Хотько Н. И., Коротков В. В., Коломиец В. Н., Макаров В. В. Проблемы медико-экологического картографирования Саратовской губернии. Деп. в ВИНТИ 20.05.1996.

Kolomietz V. V. Zonage Écologo hygiéniques de Saratov // Med.-biol. congress internat. St.-Ptg., 1997. P. 412–414.

## ПЕРСПЕКТИВЫ КОМПЛЕКСНОГО БИОМОНИТОРИНГА ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

*Ю. Н. Митенёв, О. М. Вахрушева, Б. И. Дегтерев*

*Вятский государственный университет,*

*scorpio621108@mail.ru; VakhrushevaOM@gmail.ru; degterev\_vgu@rambler.ru*

Из года в год использование человечеством природных ресурсов происходит нарастающими темпами. Вслед за этим неуклонно возрастают объёмы отходов производства и потребления, вызывающие загрязнение окружающей природной среды различными поллютантами, нарушение отработанных веками процессов взаимодействия компонентов природных экосистем, и, как следствие, уменьшение биологического разнообразия на планете. Всё это приводит не только к снижению качества жизни человека, но и ставит под вопрос саму возможность дальнейшего существования человеческой цивилизации. Поэтому на повестке дня современного индустриального общества остро стоит вопрос о снижении объёмов загрязнения окружающей среды до разумных пределов, не превышающих порога восстановления биосферы, а также перманентном отслеживании текущего состояния естественных природных экосистем и биосферы в целом.

Для решения этой задачи важная роль отводится мониторингу, а точнее – биомониторингу с помощью природных биологических объектов (живых организмов). Уникальными объектами для осуществления биомониторинга являются насекомые-опылители, обитающие в различных естественных эко-

системах и осуществляющие в них взаимодействие между флорой и фауной, а именно медоносные пчёлы, одиночные пчёлы и шмели.

По мере увеличения антропогенной нагрузки доля естественной энтомофауны в луговых и лесных экосистемах значительно снижается как по видовому составу, так и численности отдельных видов. Главным образом, это связано с особенностями трофического взаимодействия между пчелиными и энтомофильными растениями биоценозов, выпадением некоторых видов растений из травостоев, составляющих основу рациона питания эндемичных видов пчелиных, разрушением типичных условий местообитания, а также усилением межвидовой конкуренции между опылителями.

Такая же реакция наблюдается и у наиболее массового вида семейства – *Apis mellifera mellifera* (пчела медоносная), активно используемого человеком для разведения и получения продуктов пчеловодства как в промышленных масштабах, так и на частных пасеках пчеловодов-любителей. По многочисленным сообщениям исследователей отмечается устойчивая тенденция снижения численности пчелиных семей, нарастание заболеваемости пчёл в целом во всём мире, ослабление силы семей, замедление темпов весеннего развития и другие нарушения биологических ритмов у пчёл. Это приводит к резкому падению продуктивности пчелиных семей, а в некоторых случаях и необходимости искусственного кормления для гарантированного обеспечения зимовки, что делает пчеловодство убыточным.

Между тем, пчела медоносная является самым распространённым и доступным объектом для осуществления биомониторинга. Оценка состояния окружающей среды с использованием медоносных пчел и продуктов пчеловодства – апимониторинг – начал использоваться в последние десятилетия XX века. И это обусловлено рядом благоприятных факторов:

1. Пчелы являются генетически однородными, одновозрастными биоиндикаторами, обладающими одинаковыми свойствами; численность пчел в семье достаточна для отбора на анализ без ущерба для воспроизводства.

2. Радиус продуктивного лёта пчёл (сбора нектара, падевых веществ, пыльцы, смолистых выделений растений) в среднем составляет 2–3 км, т.е. соответствует площади 1256 га, а число пчёл-сборщиц в семье – около 100 тыс. особей, что позволяет только на основе анализа содержания гнезда одной пчелиной семьи получить представление об уровне загрязнения исследуемой территории.

3. В качестве биологического материала для проведения анализов используется широкий список продуктов пчеловодства: мёд, воск, прополис, цветочная пыльца, перга, маточное молочко, пчелиный яд, личинки рабочих пчёл и трутней разных стадий развития, а также сами взрослые пчёлы. Некоторые из них на растениях находятся в открытом виде (нектарники липы, гречихи, пыльники, падевые и смолистые выделения) и поэтому активно впитывают поллютанты из воздушной среды, другие скрыты внутри цветка или пазухах листьев (нектарники клеверов, люцерны), защищены от непосредственного влияния метеофакторов и отражают состав клеточного сока растений,

который тесно коррелирует с составом почвы местообитания, третьи являются результатом секреторной деятельности пчёл (воск, маточное молочко, пчелиный яд).

4. Пчелиные семьи успешно поддаются дрессировке и позволяют целенаправленно осуществлять сбор нектара и пыльцы с нужного вида растений для проведения последующих исследований.

5. Использование кочевого пчеловождения даёт возможность доставлять пчелиные семьи практически в любую точку мира и осуществлять получение биологических материалов (срезов) в суточной и сезонной динамике.

6. Некоторые этологические аспекты у медоносных пчёл также могут служить сигналом для экологического контроля территории (микроклимат внутри гнезда, частотные характеристики звуков гнезда, активность лёта, прилетковое поведение и т.д.).

Кроме того, следует учитывать, что пчела в процессе сбора и последующей переработки растительных продуктов пропускает их через свой пищеварительный тракт, обогащая комплексом ферментов и одновременно очищая от вредных примесей. Поэтому сам организм пчелы выступает в роли биологического фильтра, накапливающего к концу её жизни в своём теле все выделенные соединения.

Также для правильной оценки биологических эффектов загрязнения в биотестировании используются дикие растения. Растения – необходимый и обязательный компонент любой экосистемы. Вследствие прикрепленного образа жизни они постоянно подвергаются воздействию присутствующих в окружающей среде поллютантов и происходящие в них изменения могут служить маркерами экологической ситуации в месте своего произрастания. Находясь в основании пищевых цепочек, растения испытывают воздействие токсических агентов раньше, чем организмы более высоких трофических уровней (Woinarski, 2001a). Так как растения способны концентрировать и накапливать вещества из прилегающих сред, это позволяет их использовать с целью получения информации о состоянии окружающей среды (Реутова, Шевченко, 1991).

Так на основе комплексной оценки последствий сочетанного радиационного и химического загрязнения для природных наземных экосистем вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината было показано, что при увеличении загрязнения почвенного покрова (Hg, Pb, Ni,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) в сообществах растений происходит не только снижение видового разнообразия и увеличение числа сорно-рудеральных видов, но и смена доминантов и содоминантов (Вахрушева, 2016).

Результаты исследования согласуются с литературными данными. При изучении закономерностей трансформации травянистой растительности на территории одного из промышленных районов в Свердловской области (г. Нижний Тагил) отмечали уменьшение числа родов (с 41 до 28) и видов (с 49 до 32) с увеличением загрязнения ТМ (Zn, Cu, Cd, Pb, Co, Ni, Mn, Cr, Fe). Наибольшее снижение количества видов в градиенте техногенной нагрузки

отмечали в семействах Asteraceae и Poaceae (Бейзель, Жуйкова, 2007). Аналогичные результаты были полученными другими исследователями при изучении биологического разнообразия растительных сообществ на антропогенно нарушенных территориях (Миронычева-Токарева, 1998; Позолотина др., 2013).

Таким образом сокращение видового разнообразия в наземных популяциях растений является хорошим индикатором загрязнения почвенного покрова токсичными элементами.

Наиболее полную картину изменения состояния экосистем можно получить, используя набор биоиндикаторов, включающий представителей разных трофических уровней, разных типов питания, различные жизненные формы и стадия развития. Из этого следует, что, учитывая тесные трофические взаимодействия пчелиных и энтомофильных растений, а также важную роль пчелиных для обеспечения опыления и обеспечения процессов генеративного возобновления представителей цветковой флоры, комплексное использование в качестве объектов биомониторинга растений и медоносных пчёл является логичным и научно обоснованным мероприятием, и открывает широкие возможности для расширения фундаментальных знаний и прикладного опыта в исследованиях природных экосистем.

#### Литература

Бейзель В. С., Жуйкова Т. В. Химическое загрязнение среды: вынос химических элементов надземной фитомассой травянистой растительности // Экология. 2007. № 4. С. 259–267.

Вахрушева О. М. Оценка состояния природных популяций растений вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината // ОБЩЕСТВО, НАУКА, ИННОВАЦИИ (НПК-2016): Всерос.ежегод. науч.-практ. конф.: Сб. статей. Киров, 2016. С. 796–801.

Миронычева-Токарева Н. П. Динамика растительности при зарастании отвалов. Новосибирск: Наука, 1998. 172 с.

Реутова Н. В., Шевченко В. А. О мутагенном влиянии двух различных соединений свинца // Генетика. 1991. Т. 27. № 7. С. 1275–1279.

Позолотина В. Н., Антонова Е. В., Каримуллина Э. М. и др. Последствия хронического облучения для растительности в зоне Восточно-уральского радиоактивного следа // Вопросы радиационной безопасности. 2013. Спецвыпуск. С. 31–45.

Woinarski J. A review of changes in status and threatening processes. In: Developing an Analytical Framework for Monitoring Biodiversity in Australia's Rangelands. A report by the Tropical Savannas Cooperative Research Centre (CRC) for the Natinal Land and Water Resources Audit (eds P. Whitehead, J. Woinarski, A. Fisher, R. Fensham & K. Beggs), 2001a. P. 71–310. Tropical Savannas CRC. Darwin.

## СИСТЕМА ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ И МОНИТОРИНГА НА ЭТАПЕ ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА 1205 ОБЪЕКТЕ ХУХО

*Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, С. А. Шаров<sup>2</sup>, А. Е. Танюшкин<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

<sup>2</sup> *Вятский государственный университет,*

<sup>3</sup> *Главное организационно-мобилизационное управление Генерального штаба, ecolab2@gmail.com, sharky2007.doost@mail.ru, heatclif@lenta.ru*

Любой производственный комплекс в процессе своей деятельности оказывает негативное влияние на окружающую среду, начиная с процесса строительства, непосредственно производственной деятельности и заканчивая этапом вывода объекта из эксплуатации.

Процессу химического разоружения с точки зрения обеспечения экологической безопасности страны нет альтернативы. Законодательно регулируемый, планомерный, ограниченный по времени и контролируемый процесс уничтожения запасов химического оружия более безопасен по отношению к той ситуации, когда химическое оружие производилось, хранилось, испытывалось и бесконтрольно уничтожалось (например, по истечении установленного срока хранения) (Кирьянов и др. 1999).

До строительства объектов по уничтожению химического оружия, еще на этапе проектирования, на каждом объекте были проведены исследования по оценке воздействия на окружающую среду будущих производств (Оценка ..., 2015).

Результаты фонового обследования до начала функционирования объектов позволили более достоверно оценить уровень воздействия за период эксплуатации, разработать и предложить мероприятия по программе экологического мониторинга и проведению работ по реабилитации территорий в районе СЗЗ и ЗЗМ.

Для оптимизации функционирования и соответствия проектным решениям внедренных технологий была реализована гибкая и непрерывная система производственного контроля и экологического мониторинга, позволившая не только осуществлять непрерывный, максимально полный (по всему перечню загрязняющих веществ), контроль и анализ проведенных исследований, но и своевременно регулировать параметры работы технологического оборудования, для уменьшения техногенной нагрузки на окружающую среду.

В настоящее время на 1205 объекте по уничтожению химического оружия «Марадыковский» завершается строительство полигона по хранению и захоронению промышленных отходов. А после ввода в эксплуатацию данного объекта размещения отходов и его загрузки отходами, накопленными за время производственной деятельности объекта, персонал приступит к ликвидационным работам в корпусах, в которых производилось обращение с отравляющими веществами. Этот этап функционирования объекта с точки зрения

воздействия на окружающую среду будет охарактеризован не только уменьшением интенсивности поступления загрязняющих веществ в атмосферный воздух, но и изменением компонентного состава выбросов (Технический отчет ..., 2015).

Все изменения производственной деятельности были учтены в системе производственного экологического мониторинга, разработанной для этапа ликвидации последствий деятельности. Каждое технологическое изменение планируется контролировать соответствующей подсистемой для исключения латентных загрязнений.

Как и прежде помещения, находившиеся в непосредственном контакте с отравляющими веществами останутся изолированными за счет использования многоступенчатой системы очистки воздуха с применением контактных аппаратов. Лишь подтверждение глубинными пробами полноты дегазации поверхностей позволит раскрыть эти помещения (Технический отчет ..., 2015).

Сложная, многоуровневая система фильтрации, установленная на печах сжигания жидких и твердых отходов, а также применение на источниках выбросов автоматической измерительно-информационной системы для регулирования технологических параметров печей и контроля выбросов позволят обеспечить безопасность окружающей среды.

Для оценки состояния окружающей среды в санитарно-защитной зоне будут использованы данные, получаемые передвижными лабораториями, оснащенными приборами автоматического контроля воздушной среды, а также данными объектовой лаборатории мониторинга окружающей среды.

Замкнутая система водооборота исключит попадание производственных стоков и ливневых вод с территории предприятия за пределы промышленной площадки. Режимы водопотребления, водоотведения, природоохранные мероприятия, оснащение объекта локальными очистными сооружениями и ректификационными колоннами для очистки производственных вод и возврата их в технологический процесс, использование систем многоступенчатого их контроля, исключат воздействие проводимых работ на поверхностные и подземные воды. Загрязненные производственные сточные воды будут направляться на сжигание, а содержащие соединения мышьяка после дополнительной обработки – на захоронение. Сброс промышленных сточных вод в окружающую среду полностью исключён. Хозяйственно-бытовые стоки будут направляться на существующие очистные сооружения пос. Мирный и после очистки будут сбрасываться в р. Погиблицу (Технический отчет ..., 2015).

В новую программу экологического мониторинга поверхностных водных объектов включен мониторинг качества воды водоёмов: пруды-копани, № 1 – № 3 и р. Вятки на двух створах (500 м ниже д. Новожила и 1000 м выше устья р. Погиблицы), помимо химического анализа сбрасываемых сточных вод запланирован анализ острой и хронической токсичности с использованием гидробионтов (Программа, 2015).

Система наблюдательных скважин будет значительно расширена с 22 до 47 шт., за счет оборудования новых скважин по периметру двух площадок полигона хранения и захоронения отходов. Воздействие на грунтовые подземные воды в условиях проведения ликвидационных мероприятий в штатном режиме будет полностью исключено.

Воздействие на почвы, растительность и животный мир, в условиях проведения ликвидационных мероприятий в штатном режиме, будет минимальным и не приведет к значимым изменениям. Однако не исключается пролонгированная их реакция на длительное воздействие как непосредственно от деятельности объектов ХХО и УХО, так и от ликвидационных мероприятий.

Для изучения возможного пролонгированного воздействия отходов производства, захораниваемых на полигоне, будет производиться экотоксикологическое исследование каждого отхода по воздействию на здоровье человека с применением фитотеста и двух тест-объектов (гидробионтов).

Предложенные проектные решения при осуществлении мер производственного, экологического мониторинга и контроля на объекте позволят исключить экологические риски и держать их под контролем не только на этапе ликвидации последствий деятельности, но и после завершения всех работ на объекте.

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

### **Литература**

Кирьянов В. А., Куценко В. В., Нефедьев Н. Б. Задачи государственного экологического контроля при реализации мероприятий по уничтожению химического оружия // Федеральные и региональные проблемы уничтожения химического оружия. 1999. № 1. С. 99–103.

Оценка воздействия на окружающую среду в составе проектной документации на проведение работ по ликвидации последствий деятельности объекта по хранению и объекта по уничтожению химического оружия в пос. Мирный Кировской области. Объект 1726 – Отчет по НИР в 5 томах, ОАО НИПИИ «Кировпроект», 2015. 236 с. № гос. Регистрации 854-2014.

Программа функционирования системы производственного экологического контроля и мониторинга загрязнения и мониторинга окружающей среды в районе расположения объекта по хранению и уничтожению химического оружия «Марадыковский» при проведении работ по выводу объекта из эксплуатации. Программа 2015 г.

Технический отчет по инженерно-геодезическим, инженерно-геологическим и инженерно-гидрогеологическим изысканиям «Подготовка проектной документации на проведение работ по ликвидации последствий деятельности объекта по хранению и объекта по уничтожению химического оружия пос. Мирный, Кировской области», ОАО НИПИИ «Кировпроект», Киров, 2015.



# ТЕХНИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ГУМИНОВЫХ ВЕЩЕСТВ БУРЫХ УГЛЕЙ

*О. С. Яничкина, Е. С. Заруева*

*Тулский государственный университет,  
olgayanichkina@rambler.ru, liza.zarueva@yandex.ru*

Гуминовые вещества (ГВ) – органические соединения сложной физико-химической структуры, широко распространенные в природе. Гуминовые соединения в окружающей среде выполняют функции естественных детоксикантов и адаптогенов, обладают большим спектром биологического действия, экологически чистые и безопасные в применении. Они представляют собой макрокомпоненту органического вещества почвенных и водных экосистем, а также твердых горючих ископаемых [5].

Цель работы: определить зольность и влажность ГВ бурых углей и сравнить полученные данные с результатами после года хранения.

Технический анализ – это комплекс методов, с помощью которого определяют состав и свойства гуминовых веществ. В технический анализ ГВ входит определение влажности и зольности. Зольность и влажность характеризуют состав и свойства гуминовых веществ. При анализе, необходимо привести пробу к воздушно-сухому состоянию, чтобы содержание влаги в ней оставалось постоянной.

В качестве объектов исследования выбраны ГВ, выделенные из шахт Львовская, Бельковская и Подмосковная по методу Орлова [3] (рис. 1.).

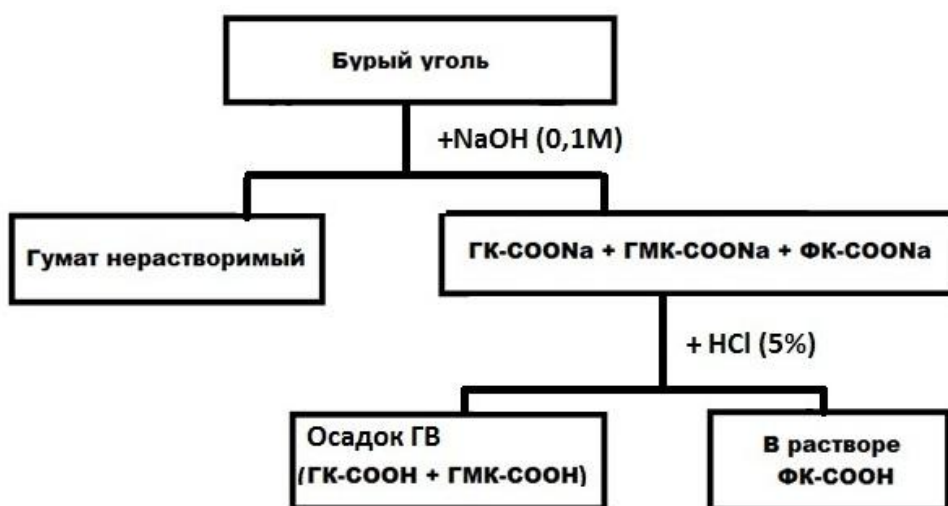


Рис. 1. Схема выделения гуминовых веществ из бурых углей по методу Орлова ГК – гуминовая кислота, ГМК – гиматомелановые кислоты, ФК – фульвокислоты

Зольность препаратов гумусовых веществ определяют по весу несгораемого остатка после полного сжигания образца на воздухе [1].

Массовую долю несгораемого остатка определяли по формуле:

$$\omega = \frac{m_1}{m} \cdot 100\%, \text{ где}$$

$m_1$  – масса навески ГВ после прокаливания, г;

$m$  – исходная масса навески ГВ, г.

Влажность препаратов гумусовых веществ определяют по потере в массе при высушивании сырья [2].

Массовую долю влаги вычисляли по формуле:

$$\omega = \frac{m - m_1}{m} \cdot 100\%, \text{ где}$$

$m$  – масса навески ГВ до высушивания, г;

$m_1$  – масса навески ГВ после высушивания, г.

Органическое вещество участвует в формировании характерных почвенных признаков, в процессах трансформации, массопереноса, питания растений. Все группы органического вещества выполняют различные роли – взаимодействие гумуса с минералами и формирование микробиологически и термодинамически устойчивых структур; источник биологически активных веществ в почве, оказывающих влияние на рост и развитие растений, мобилизацию питательных веществ и формирование сорбционных, кислотно-основных и буферных свойств почвы [4].

Определение влажности и зольности ГВ (доведенных до постоянной массы при 60°C) проводили в соответствии с ГОСТ 11305-83 и ГОСТ 11306-83. Технический анализ ГВ проводили в 3 промерах для лучшего статистического результата. Результаты технического анализа ГВ приведены таблице 1.

Таблица 1

#### Технический анализ ГВ бурых углей по данным 2015-2016 гг.

Образец ГВ	Влажность, %		Зольность, %		Органическое вещество, %	
	2015 г.	2016 г.	2015 г.	2016 г.	2015 г.	2016 г.
Бельковская	2,6±0,4	2,6±0,4	25,7±0,3	25,7±0,3	74,3±0,3	75,9±0,3
Львовская	2,8±0,1	2,6±0,3	24,1±0,3	27,1±0,1	75,9±0,3	74,3±0,3
Подмосковная	3,0±0,3	2,9±0,1	27,1±0,1	24,1±0,3	72,9±0,1	72,9±0,1

Проведённый технический анализ ГВ бурых углей показал, что зольность выделенных препаратов по данным 2015 г. изменяется в пределах 24,1–27,1%, содержание органического вещества от 72,9–74,3%, а влажность примерно одинакова в пределах ошибки и составляет 2,6–3,0% в 2015 и 2016 гг. Максимальным содержанием органического вещества от 72,9–75,9% характеризуются ГВ бурого угля шахты Львовская. Полученные данные свидетельствуют о том, что гуминовые вещества при хранении сохраняют свои свойства.

#### Литература

1. ГОСТ 11305-83. Торф. Методы определения влаги.
2. ГОСТ 11306-83. Торф. Методы определения зольности.
3. ГОСТ 9517-76. Метод определения выхода гуминовых веществ.
4. Новикова Л. Н., Чеченина Т. Е. Структурные особенности и биологическая активность гуминовых кислот углей // Почвоведение. 2001.

## **БИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОЧВ г. БЛАГОВЕЩЕНСКА С РАЗЛИЧНОЙ СТЕПЕНЬЮ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИМИ АРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ**

*А. Г. Сергеева<sup>1</sup>, И. М. Котельникова<sup>2</sup>, Л. П. Шумилова<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Институт геологии и природопользования ДВО РАН, skomoroshko@mail.ru*

<sup>2</sup> *Амурский филиал Ботанического сада-института ДВО РАН*

Биологический мониторинг является важным звеном контроля загрязнения природной среды, позволяющим непосредственно оценить его воздействие на живые организмы. Основной задачей биологического мониторинга является определение состояния биотической составляющей экосистемы, ее отклика, реакции на антропогенное воздействие, определение функции состояния и отклонения этой функции на различных уровнях сообщества.

Микробное сообщество – важнейший объект экологического мониторинга и объективный биологический индикатор состояния почвенного биоценоза, в том числе отклика на его загрязнение различными поллютантами (Марфенина, 1994). Для характеристики активности почвенных микроценозов многие авторы используют показатели базального дыхания (БД), субстрат-индуцированного дыхания (СИД) почвы, микробного метаболического коэффициента ( $Q_R$ ), биомассы почвенных микроорганизмов и другие (Ананьева, 2003, Гавриленко, 2011).

Почвы города Благовещенска по суммарному содержанию полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) относятся к загрязненным. Концентрация приоритетных видов ПАУ в образцах почв в 2015 г. составляла от 0,012 до 4,7 мкг/г почвы, медиана содержания ПАУ была 0,319 мкг/г почвы (Сергеева и др., 2016). Зоны сильного загрязнения почв ПАУ (свыше 1,0 мкг/г почвы) были обнаружены в северо-восточной и в центральной части города.

Цель работы – изучить биологическую активность городских почв, загрязненных ПАУ, выявить индикационную значимость микологических показателей.

Объектами исследования были пробы почв г. Благовещенска из 26 учетных точек, в которых измеряли концентрацию ПАУ на протяжении ряда лет с 2010 г. Для характеристики активности почвенных микробценозов определяли БД и СИД, рассчитывали  $Q_R$ , определяли количество органического углерода ( $C_{орг}$ ). Выделение микромицетов проводили из городских почв с пяти учетных точек, которые характеризовались высоким суммарным содержанием ПАУ и бенз(а)пирена. Для выделения микромицетов использовали традиционную среду Чапека и скрининг-среду – среду Чапека с добавлением бенз(а)пирена в концентрации 30 и 100 мкг/мл. Идентификацию грибов

выполняли по определителям (Егорова, 1986; Domsch, Gams, 2007). Название видов приводили в соответствии с базой данных [www.speciesfungorum.org](http://www.speciesfungorum.org).

Продукты загрязнения органического типа в урбанизированных почвах входят в состав органического углерода. Содержание  $C_{\text{орг}}$  в почве г. Благовещенска составляло от 1,1% до 18,8%, в фоновой почве было 2,1%. В образцах городских почв содержание  $C_{\text{орг}}$  в 22% учетных точек составляло менее 4%, в 11% точек достигало 8–18%. Локализация этих точек совпадала с зоной высокого содержания ПАУ в почвах.

Величина БД отражает доступность органического вещества для почвенных микроорганизмов и скорость его минерализации в почве. Максимальная скорость БД для ненарушенных лесов достигает 7 мкг  $\text{CO}_2\text{-C}/\text{г}$  в час (Селивановская и др., 2001). В черте города Благовещенска этот показатель варьирует от 0,17 до 14,25 мкг  $\text{CO}_2\text{-C}/\text{г}/\text{час}$  (рис. 1), при этом на фоновой территории показатель БД составлял 2,43 мкг  $\text{CO}_2\text{-C}/\text{г}/\text{час}$ . В 23% от общего количества обследованных точек величина БД не превышала единицы, низкие значения интенсивности дыхания указывают на замедление процессов минерализации органических соединений. В 69% точек БД составляет от 1 до 7 мкг  $\text{CO}_2\text{-C}/\text{г}/\text{час}$ , что соответствует значениям естественных почв, и в 8% точек показатель БД достигает более 7 мкг  $\text{CO}_2\text{-C}/\text{г}$  в час.

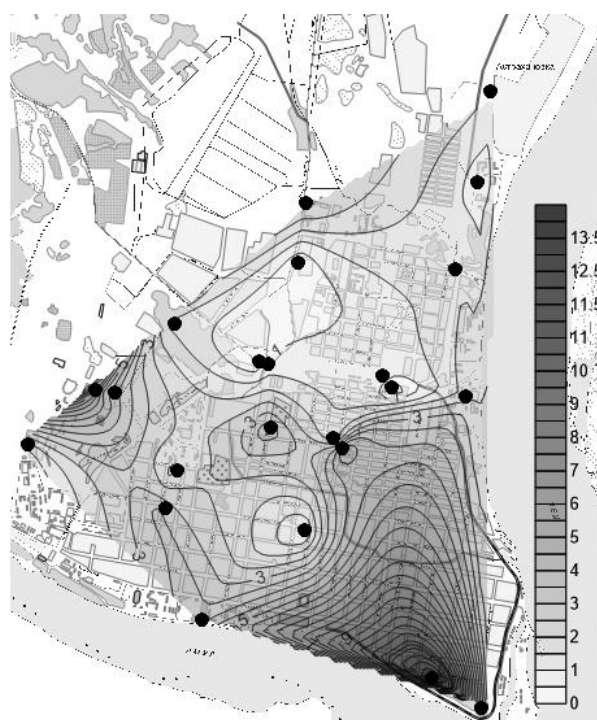


Рис. 1. Базальное дыхание в почвах г. Благовещенска, мкг  $\text{CO}_2\text{-C}/\text{г}$  почвы/ч.

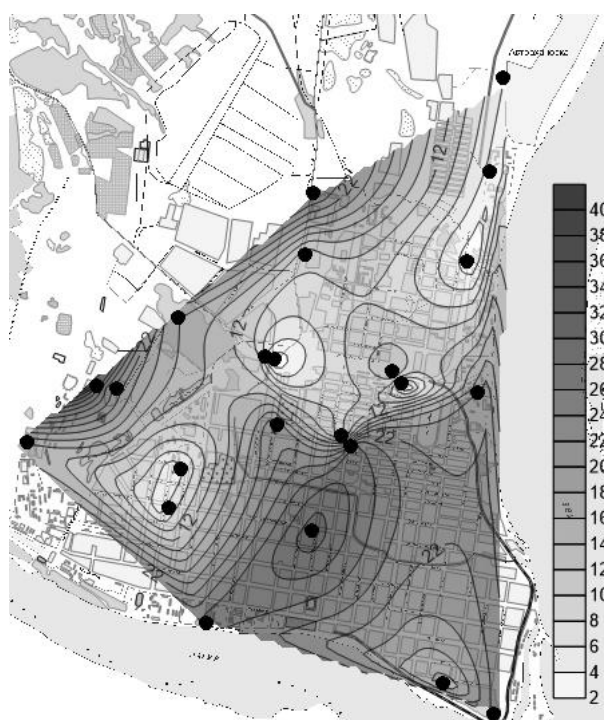


Рис. 2. Субстрат-индуцированное дыхание в почвах г. Благовещенска, мкг  $\text{CO}_2\text{-C}/\text{г}$  почвы/ч.

Метод СИД применяют для определения суммарной (в основном грибы + бактерии) микробной биомассы почв с широким диапазоном содержания органического вещества и значений рН. Сущность метода заключается в обо-

гащении почвы субстратом (глюкозой) и регистрации скорости эмиссии  $\text{CO}_2$  (Ананьева, 2003). На фоновой территории показатель СИД составляет 13,45 мкг  $\text{CO}_2\text{-C/г/час}$ . В городских почвах этот показатель варьирует от 0,84 до 39,39 мкг  $\text{CO}_2\text{-C/г/час}$  (рис. 2). В юго-восточной части города и в зоне ТЭЦ (зона в западной части) показатели СИД достигают максимальных значений.

Зоны, характеризующиеся высокими значениями показателей БД и СИД в городских почвах, практически совпадают (рис. 1, 2) и характеризуются низким содержанием ПАУ и  $C_{\text{орг}}$ . В зонах с высоким содержанием ПАУ (свыше 1,0 мкг/г почвы) и  $C_{\text{орг}}$  (от 8 до 18 %), напротив, активность почвенного дыхания была снижена. В почве с высоким содержанием ПАУ преобладали высокомолекулярные 5-, 6-ядерные виды (Сергеева и др., 2016), характеризующиеся ангулярной структурой и высокой гидрофобностью. Возможно, поэтому доступность ПАУ как источника углерода для почвенных микроорганизмов снижается. Таким образом, при концентрации ПАУ в почве свыше 1,0 мкг/г происходит угнетение почвенной микрофлоры, на что указывают низкие значения БД и СИД.

Экологический статус микробного сообщества почв характеризует коэффициент  $Q_R$ , который позволяет судить об устойчивости микробных сообществ, в том числе к загрязнению.  $Q_R$  – это отношение скорости базального дыхания микроорганизмов к субстрат-индуцированному дыханию. Чем выше значения  $Q_R$ , тем менее устойчива система почвенного микробного сообщества. Значения  $Q_R$ , близкие к единице и выше, свидетельствуют о том, что почва испытывает неблагоприятное воздействие (Ананьева, 2003).

В почвах фоновой территории величина  $Q_R$  составляет 0,18, что соответствует почвам естественных ценозов. В почве большинства исследуемых точек на территории г. Благовещенска (более 70%) значения  $Q_R$  варьировали от 0,03 до 0,28 (рис. 3). В 11% точек значения данного показателя не превышали 0,5. Отсутствие в большинстве исследованных точек значительных колебаний величин микробного метаболического коэффициента свидетельствует об устойчивом протекании микробных процессов, связанных с трансформацией углерода. Всего в 15% от общего числа точек показатель  $Q_R$  приближался к единице. Локализация этих точек совпадала с границами зоны высокого загрязнения почвы ПАУ. В дан-

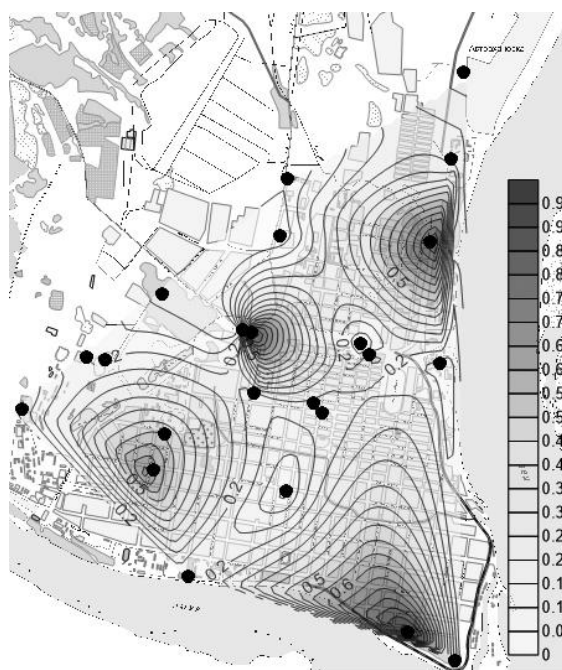


Рис. 3. Значение микробного метаболического коэффициента в почвах г. Благовещенска

ных зонах городской территории устойчивость микробного сообщества в среднем снижена в 7 раз по сравнению с остальными точками отбора, что свидетельствует о деградации биологических свойств почвы.

В ходе микологических исследований из пяти почвенных образцов выделили 34 вида микроскопических грибов 19 родов, без учета стерильного мицелия. Один вид не удалось идентифицировать. Отдел *Zygomycota* представлен всего 3 видами: *Absidia spinosa*, *Gongronella butleri* и *Mortierella alpine*. Преобладают грибы отдела *Ascomycota*, который включает 31 вид из 16 родов, что составляет 90% от общего видового разнообразия.

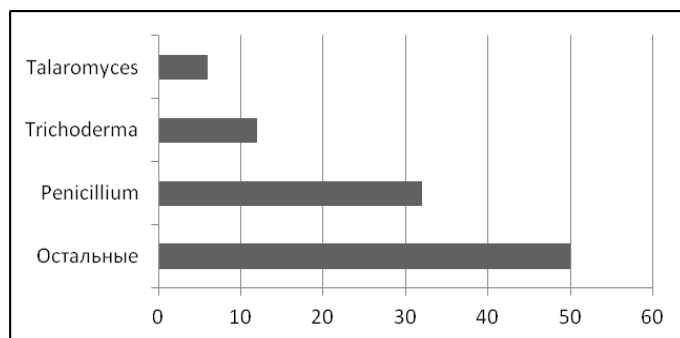


Рис. 4. Таксономическая структура микроскопических грибов почв г. Благовещенска, загрязненных ПАУ, %

Превалируют представители рода *Penicillium*, данный род содержит 11 видов, что составляет 32% от общего числа видов. Далее, по представленности видов, следуют рода *Trichoderma* (12%) и *Talaromyces* (6%). Остальные 17 родов (50%) представлены только одним видом (рис. 4).

Для фоновой и городской территорий отмечены только три общих вида – *Penicillium canescens*, *Trichoderma koningii* и *Talaromyces rugulosus*. Видовое разнообразие грибов в каждой точке составляло от 7 до 12 видов. Встречаются темноокрашенные *Alternaria tenuissima*, *Cladosporium cladosporioides*, условно патогенные – *Aspergillus fumigatus*, *Aureobasidium pullulans* и *Pseudogymnoascus pannorum*.

На средах с добавлением бенз(а)пирена структура микромицетных комплексов изменяется, наблюдается смена преобладающих видов. Так доминирующий *Penicillium ochrochloron* замещают *Metarhizium carneum*, *Clonostachy rosea*, *P. corylophilum*. Эти виды можно считать видами-индикаторами, поскольку их обилие возрастает на скрининг-средах. По их наличию и обилию можно судить об углеводородном загрязнении почв.

На среде Чапека всего было выделено 11 видов грибов, на скрининг-среде с бенз(а)пиреном – 29 видов, что свидетельствует о стимулировании роста микромицетов этим видом ПАУ. Также на скрининг-среде увеличивается не только видовое разнообразие, но и общая численность микромицетов. Если на традиционной среде Чапека численность не превышала 15 тыс. КОЕ/г, то на среде с бенз(а)пиреном она достигала 70 тыс. КОЕ/г сухой почвы.

Таким образом, с увеличением суммарного содержания ПАУ и бенз(а)пирена в частности, наблюдается увеличение видового разнообразия и

численности микромицетов, происходит смена преобладающих видов, появляются виды-индикаторы.

Наши результаты позволяют сделать вывод, что при концентрации ПАУ в почве свыше 1,0 мкг/г происходит угнетение почвенной микрофлоры, на что указывают низкие значения БД и СИД и достижение  $Q_R$  значений, близких к единице. По показателю  $Q_R$  в целом микробное сообщество почв г. Благовещенска относительно устойчиво к воздействию неблагоприятных факторов.  $Q_R$  можно применять как экологический индикатор состояния почв загрязненных ПАУ.

На скрининг-среде (с бенз(а)пиреном) наблюдается увеличение видового разнообразия и численности микромицетов, происходит смена преобладающих видов, устойчивых к загрязнению ПАУ. Эти показатели имеют биоиндикационное значение для экологической оценки окружающей среды.

### Литература

Ананьева Н. Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. М.: Наука, 2003. 323 с.

Гавриленко Е. Г. Пространственное варьирование содержания углерода микробной биомассы и микробного дыхания почв южного Подмосковья // Почвоведение. 2011. № 10. С. 1231–1245.

Егорова Л. Н. Почвенные грибы Дальнего Востока: гифомицеты. Л.: Наука, 1986. 192 с.

Марфенина О. Е. Микологический мониторинг почв: возможности и перспективы // Почвоведение. 1994. № 1. С. 75–80.

Селивановская С. Ю. Микробная биомасса и биологическая активность серых лесных почв при внесении осадков городских сточных вод // Почвоведение. 2001. № 2. С. 227–233.

Сергеева А. Г., Котельникова И. М., Шумилова Л. П. Экологический статус микробного сообщества урбанизированных почв, загрязненных ПАУ // Вопросы геологии и комплексного освоения природных ресурсов Восточной Азии. Четвёртая Всерос. науч. конф. Благовещенск, 2016. Т. 2.

Domsch K. H., Gams W. Compendium of soil fungi. Verlag, 2007. 672 с.

База данных современных видовых названий микроскопических грибов. Режим доступа: [www.speciesfungorum.org](http://www.speciesfungorum.org).

## **СОСТАВ И ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОДУКТОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ ПРИ УНИЧТОЖЕНИИ ОВ И ИХ УТИЛИЗАЦИИ НА ОБЪЕКТЕ ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ В п. МАРАДЫКОВСКИЙ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

***В. С. Радченко***

*Муниципальное бюджетное учреждение «Кировское управление  
гражданской защиты, rad1996v@yandex.ru*

В Кировской области находилось на хранении 17,4% запасов ХО России или более 40 тысяч штук боеприпасов, содержащих около 7 тысяч тонн

отравляющих веществ (ОВ), в основном высокотоксичных нервно-паралитического действия: зарин, зоман, Ви-Икс.

Правительство РФ определило приоритетные направления при уничтожении ХО: охрана здоровья людей, проживающих и работающих на объекте и в районе его расположения, а также обеспечение экологической безопасности окружающей среды.

В многочисленных научных исследованиях, а также в материалах публикаций в сборниках научных конференций федерального управления по безопасному хранению и уничтожению химического оружия (г. Москва), а также научных конференций, посвященных проблемам уничтожения химического оружия в городах Пенза, Ижевск, Киров, Саратов; в научных изданиях спецвыпусков журнала «Российский химический журнал» имени Д. И. Менделеева, журнал «Теоретическая и прикладная экология» в ряде монографий проанализировано состояние экологической безопасности ОХУХО, населенных пунктов расположенных в зоне влияния объекта, природной окружающей среды, а также рассмотрены угроза для персонала объекта, населения, риски возникновения чрезвычайных ситуаций при нештатных ситуациях, связанных с хранением и уничтожением ХО.

На основе системного подхода по материалам многолетних мониторинговых исследований Регионального центра государственного экологического контроля и мониторинга выполнена комплексная оценка экологического состояния окружающей среды в зоне влияния ОХУХО.

При уничтожении химического оружия, особое внимание было обращено на безопасное проведение работ и в первую очередь с экологической точки зрения, т.е. минимизации антропогенной нагрузки на окружающую природную среду. Для реализации данной цели была организована система экологического, производственного и государственного контроля и мониторинга на всех стадиях процесса уничтожения боеприпасов. При изучении процесса уничтожения химического оружия установлено, что в результате выполнения технологических циклов детоксикации ОВ выброс загрязняющих веществ в атмосферу будет иметь следующий состав: марганец и его оксиды, оксиды азота, оксиды серы, сероводород, фтористые соединения, диметилбензол, ксилол, толуол, формальдегид, бензапирен, керосин, метилфосфоновой кислоты и др. [1]. В результате исследований, проведенных аттестованными государственными лабораториями в период проведения работ по уничтожению химического оружия не установлено фактов превышения ПДК не по одному из веществ, выбрасываемых в атмосферу [2].

Загрязняющие вещества, выбрасываемые в окружающую среду, несмотря на проведенные мероприятия по соблюдению экологических требований, в определенных концентрациях могут накапливаться в окружающей среде и оказывать негативное воздействие на людей, животный мир и природную среду, при этом с течением времени токсическое воздействие можеткратно усиливаться [3].



В связи с этим на этапе работ по ликвидации последствий деятельности объектов хранения и уничтожения химического оружия крайне целесообразно организовывать и проводить на системной основе мониторинговые исследования по изучению отсроченного действия загрязняющих веществ на природные объекты – растительность, животный мир и микроорганизмы. Весьма ценными в этом направлении должны стать цитогенетические методы исследования, с целью выявления генетических повреждений, которые на объектах растительного и животного мира многие годы выполняются в научной лаборатории ВГСХА под руководством д.б.н., профессора Г. П. Дудина.

#### Литература

1. Ашихмина Т. Я. Изучение трансформации загрязняющих веществ в природных средах и объектах в районах хранения и уничтожения химического оружия // Химическая безопасность. Окружающая среда и здоровье населения: Тез. докл. / Отв. ред Н. И. Забродин и др. Ижевск: ИД «Удмуртский университет», 2001. С. 125–133.
2. Ашихмина Т. Я. Экологическое состояние территории в районе размещения объекта уничтожения химического оружия в Кировской области // Вестник Вятского государственного университета. 2001. № 5. С. 16–20.
3. ГОСТ 12.1.005-88. ССБТ. Общие санитарно-гигиенические требования к воздуху рабочей зоны. (ПДК для 1307 наименований веществ).
4. ГОСТ 12.1.007-76 (99) Вредные вещества. Классификация и общие требования безопасности.

### ПОЧВЕННАЯ ЭМИССИЯ УГЛЕКИСЛОГО ГАЗА В ЕЛЬНИКЕ ЧЕРНИЧНО-СФАГНОВОМ СРЕДНЕТАЕЖНОЙ ПОДЗОНЕ

*В. А. Гудырев<sup>1</sup>, С. В. Загирова<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина,  
vgudyrev@mail.ru*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, zagirova@ib.komisc.ru*

Одна из главных экологических функций лесных экосистем заключается в регулировании газового состава атмосферы. Увеличение в атмосфере концентрации парниковых газов, таких как диоксид углерода (CO<sub>2</sub>), метан (CH<sub>4</sub>) и закись азота (N<sub>2</sub>O), по мнению ряда ученых, приводит к увеличению количества удерживаемого в атмосфере тепла и созданию парникового эффекта. По оценкам разных авторов, от 25% до 40% парниковых газов имеют почвенное происхождение (Глаголев и др., 2007). Роль почвы в деструкционном звене углеродного цикла является определяющей. Основная часть потока CO<sub>2</sub> в почве формируется в результате трансформации отмирающей биомассы. Дыхание гетеротрофов в разных типах хвойных сообществ составляет 48–71% от эмиссии диоксида углерода в экосистемы в целом. Выделяющийся с поверхности почвы CO<sub>2</sub> служит интегральным показателем ее биологического состояния, по которому судят об энергетике трансформационных процессов и плодородии почв, а также важным источником воздушного углеродного питания растений (Машика и др., 2014).

Цель данной работы состояла в оценке эмиссии диоксида углерода с поверхности почвы в ельнике чернично-сфагновом среднетаежной подзоны.

Исследования проводились на Ляльском лесоэкологическом стационаре Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Ляльский лесоэкологический стационар расположен в подзоне средней тайги ( $62^{\circ}17'$  с.ш. и  $50^{\circ}40'$  в.д.), на юге Княжпогостского административного района Республики Коми, в 49 км на юг от районного центра г. Емва. Площадь стационара составляет 700 га (Загирова, 2003).

Объектом исследования являлся ельник чернично-сфагновый (*Piceetum myrtilloso-sphagnosum*). Древесный ярус образован елью, постоянно в составе древостоя присутствуют пихта, береза, реже сосна. Древостой V класса бонитета с запасом  $200 \text{ м}^3/\text{га}$ , разновозрастный. Средний диаметр ели – 20 см, средняя высота ее – 16 м. Много сухостоя – 224 экз./га, валежа различной степени гниения – 200 экз./га, в котором сосредоточено  $55 \text{ м}^3/\text{га}$  древесины. Подлесок хорошо развит, состоит из шиповника (*Rosa L.*), ивы (*Salix L.*), можжевельника (*Juniperus L.*), рябины (*Sorbus L.*), жимолости (*Lonicera L.*). Количество подроста – 5.6 тыс. экз./га. Подрост в основном благонадежный, образован елью, пихтой, березой (Коренные еловые леса..., 2006).

Измерения скорости эмиссии диоксида углерода проводили с мая по сентябрь 2014 г. Для количественной оценки потоков газов применялся метод статических темных камер. Для измерения концентрации диоксида углерода в воздухе использовали портативный газовый анализатор компании Los Gatos Research (США). Отбор проб производился из камеры, которая представляет собой изготовленный из темного пластика цилиндр, ее высота – 25 см, диаметр окружности – 31 см, объем –  $0.019 \text{ м}^3$ . Камеры герметично устанавливались на рамки, углубленные в почву. Камера укомплектована электрическим вентилятором для охлаждения и нагнетания воздуха, термометром и пластиковой трубкой для поддержания нужного атмосферного давления внутри камеры. Температуру воздуха и почвы фиксировали автоматическими датчиками фирмы «Ново», уровень грунтовых вод измеряли с помощью пластиковых трубок, установленных в грунт.

В результате проведенных нами исследований в период с мая по октябрь 2014 г. установлено, что эмиссии  $\text{CO}_2$  из почвы постепенно увеличивалась в мае-июне, достигнув максимума в июле – августе ( $140\text{--}160 \text{ мкг CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ ), в последующем этот процесс постепенно снижался к осени ( $20\text{--}40 \text{ мкг CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$  в середине октября). Полученные результаты согласуются с данными других авторов, проводивших исследования почвенной эмиссии диоксида углерода в таежной зоне, и установивших связь этого процесса с температурой верхних слоев почвы.

Согласно нашим исследованиям, скорость эмиссии диоксида углерода из почвы в ельнике чернично-сфагновом была связана с температурой верхнего слоя почвы и слабо зависела от температуры почвы на глубине 30 см. Почвенная эмиссия  $\text{CO}_2$  усиливалась с понижением уровня грунтовых вод.

Корреляционный анализ показал, что изменение влажности почвы в течение сезона также оказывает влияние на динамику выделения  $\text{CO}_2$  в атмосферу.

#### Литература

Глаголев М. В., Головацкая Е. А., Шнырев Н. А. Эмиссия парниковых газов на территории Западной Сибири // Сибирский экологический журнал. 2007. № 2. С. 197–210.

Загирова С. В. Ляльский лесозоологический стационар Института биологии Коми НЦ УрО РАН: Информационно-справочный материал. Сыктывкар, 2003. 40 с.

Коренные еловые леса Севера: биоразнообразие, структура, функции. СПб.: Наука, 2006. 337 с.

Машика А. В., Бобкова К. С., Смагин А. В. Динамика содержания углерода органического вещества в среднетаежных ельниках на автоморфных почвах. СПб.: Наука, 2014. 270 с.

### КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ СВЯЗИ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ И ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК р. ОСИНОВКИ В РАЙОНЕ КИЛЬМЕЗСКОГО ЗАХОРОНЕНИЯ ЯДОХИМИКАТОВ

*Т. И. Кочурова<sup>1</sup>, Г. Я. Кантор<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> МБУ «Кировский городской зоологический музей», *kochurovati@mail.ru*

<sup>2</sup> Вятский государственный университет,

<sup>3</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Гидробиологический мониторинг на территории природно-техногенной системы «Кильмезское захоронение ядохимикатов» проводится с 2006 г. Исследуется макрозообентос р. Осиновки, дренирующей подземные воды в районе захоронения. В водах реки зафиксированы превышения ПДК<sub>р/х</sub> по органическим веществам, выраженным в ХПК и БПК 5, ионам аммония, фенолу, растворенным формам железа, марганца, меди, ртути, формальдегиду и мышьяку. В донных отложениях отмечен рост содержания железа, марганца, мышьяка, фосфатов, нитратов и органических веществ (О состоянии ..., 2013, 2015). Сообщества донных беспозвоночных животных в устье реки находятся в состоянии экологического напряжения, которое усугубляется в отдельные годы. Представляет интерес выявление причин структурных перестроек бентосных сообществ в условиях влияния ядомогильника.

В работе рассматриваются результаты статистической обработки восьмилетних (2006, 2008–2014 гг.) данных гидробиологического и гидрохимического мониторинга в устьевом створе р. Осиновки. Анализировали парные корреляции характеристик макрозообентоса (количество таксонов ( $S$ ), общая численность ( $N$ , тыс. экз./м<sup>2</sup>), общая биомасса ( $B$ , г/м<sup>2</sup>)) и рассчитанных на их основе индексов (Вудивисса ( $BI$ , баллы) (Woodiwiss, 1964), Гуднайта и Уитлея ( $No/N$ , %) (Goodnight, 1964), Балушкиной ( $Kch$ ) (Балушкина, 1976), Шеннона ( $H$ , бит/экз.) (Константинов, 1986)) с 15 химическими характеристиками воды (рН, БПК 5, сухой остаток,

бихроматная окисляемость, ион аммония, нитраты, фосфаты, мышьяк, фенол, формальдегид, растворенные формы железа, марганца, меди, свинца, ртути), с 12 показателями донных отложений (рН водной и солевой вытяжек, водорастворимые формы нитратов и фосфатов, органические вещества, фенол, подвижные формы железа, марганца, меди, свинца, валовые формы мышьяка и ртути), а также с показателями гидрологического режима. Специфические загрязнители (пестициды и их производные) находились ниже предела обнаружения, поэтому связь с ними не устанавливалась. Для выявления связи между гидробиологическими характеристиками и межгодовыми колебаниями уровня воды применяли метод ранговой корреляции Спирмена. Достоверность корреляции оценивали при уровне значимости  $p \leq 0,05$  (Гланц, 1998) и объеме выборок ( $n$ ) от 7 до 8 в зависимости от компонента. Химический анализ воды и донных отложений выполнен специализированной инспекцией аналитического контроля КОГБУ «Кировский областной центр охраны окружающей среды и природопользования».

Корреляционный анализ показателей макрозообентоса с химическими характеристиками воды (табл. 1, рис. 1) выявил наличие достоверной отрицательной связи  $S$  и  $BI$  с концентрациями растворимых форм меди и ртути,  $H$  – с концентрацией меди.  $No/N$  обозначил положительную связь с данным компонентом.

Таблица 1

**Коэффициенты корреляции ( $R$ ) между структурными характеристиками макрозообентоса и гидрохимическими показателями р. Осиновки**

Показатель	$n$	$R_{кр.}$	$S$	$N$	$B$	$BI$	$No/N$	$Kch$	$H$
рН	8	0,71	0,42	0,51	<b>0,79</b>	0,47	-0,31	-0,38	0,33
БПК <sub>5</sub> , мг О/ л	8	0,71	-0,23	-0,32	0,38	-0,26	0,22	<b>-0,74</b>	-0,39
Сухой остаток, мг/л	7	0,75	-0,22	-0,12	-0,22	-0,43	0,08	0,50	-0,49
Бихроматная окисляемость, мг О, /л	8	0,71	-0,03	-0,45	-0,44	0,27	-0,20	0,21	0,43
Ион аммония, мг/л	8	0,71	-0,05	-0,31	-0,34	0,17	-0,16	-0,03	0,21
Нитраты, мг/л	8	0,71	-0,34	0,07	0,20	0,29	0,38	<b>-0,85</b>	0,44
Железо р.ф., мг/л	8	0,71	0,04	-0,17	-	0,19	0,01	0,27	0,23
Медь р.ф., мг/л	7	0,75	<b>-0,87</b>	0,30	-0,49	<b>-0,98</b>	<b>0,89</b>	0,45	<b>-0,99</b>
Фенол, мг/л	8	0,71	-0,42	-0,33	-0,34	0,19	-0,18	-0,06	-0,05
Марганец, р.ф., мг/л	8	0,71	0,06	0,04	0,15	0,15	0,17	-0,03	0,17
Мышьяк, мг/л	7	0,75	-0,32	-0,27	-0,15	0,15	0,38	0,03	0,12
Формальдегид, мг/л	8	0,71	-0,43	-0,43	-0,47	-0,64	0,53	0,66	0,61
Фосфаты (P), мг/л	6	0,81	-0,44	-0,54	-0,58	-0,45	0,47	0,68	-0,41

Показатель	<i>n</i>	<i>R</i> <sub>кр.</sub>	<i>S</i>	<i>N</i>	<i>B</i>	<i>BI</i>	<i>No/N</i>	<i>Kch</i>	<i>H</i>
Ртуть, р.ф., мг/л	7	0,75	<b>-0,77</b>	-0,53	–	<b>-0,94</b>	–	–	–

Примечание. *n* – объем выборки; *R*<sub>кр.</sub> – критическое значение коэффициента корреляции; жирным шрифтом выделены достоверные значения ( $p \leq 0,05$ ).

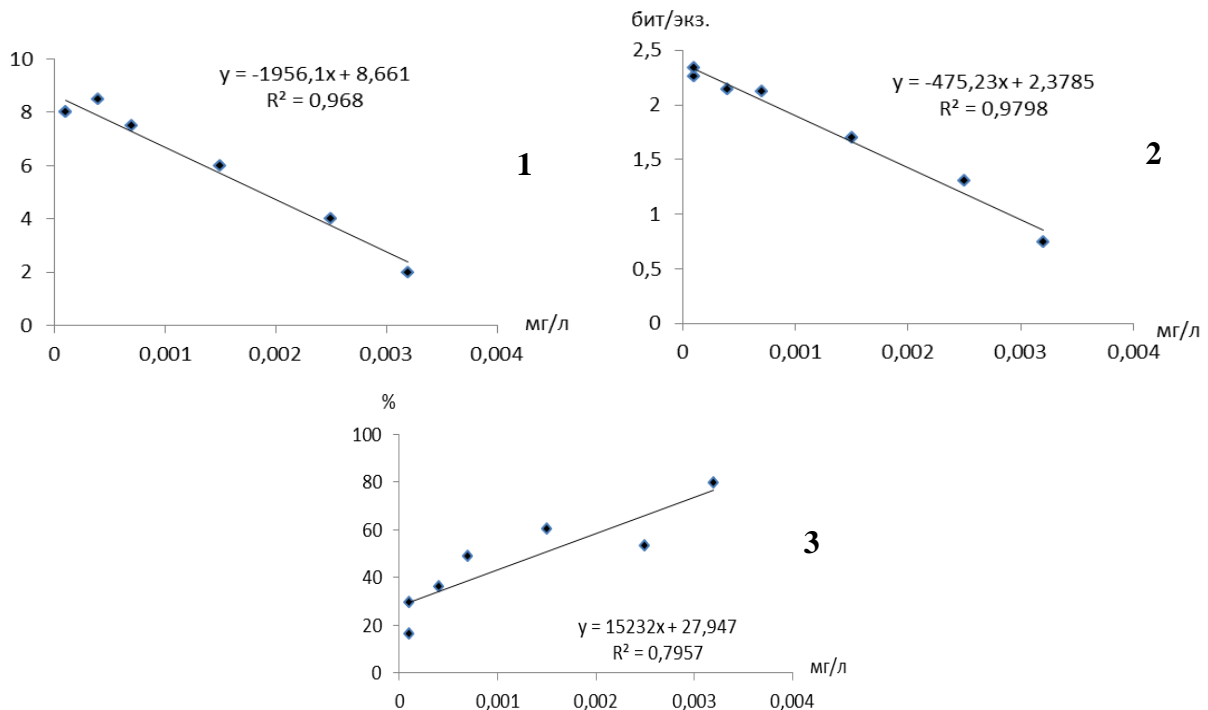


Рис. 1. Связь концентрации меди в воде (ось абсцисс) с индексами *BI* (1), *H* (2) и *No/N* (3)

На фоне роста содержания ртути и меди до значений соответственно 1 и 3 ПДК отмечалось снижение таксономического богатства и разнообразия донных сообществ, повышение доли олигохет. Биомасса общего макрозообентоса достоверно повышалась с ростом рН. *Kch* отрицательно коррелировал с БПК5 и концентрацией нитратов в воде. Значимых корреляций численности с гидрохимическими показателями не выявлено.

Анализ корреляций между гидробиологическими характеристиками и составом донных отложений (табл. 2, рис. 2) показал наличие достоверной отрицательной связи *S*, *B*, индексов *BI* и *H* с содержанием фенола. *No/N* обозначил положительную связь с данным показателем, а также с концентрацией меди. *Kch* положительно коррелировал с концентрацией ртути.

Таблица 2

**Коэффициенты корреляции ( $R$ ) между характеристиками макрозообентоса и химическими показателями донных отложений р. Осиновки**

Показатель	$n$	$r_{кр.}$	$S$	$N$	$B$	$BI$	$No/N$	$Kch$	$H$
pH солевой вытяжки	7	0,75	0,34	0,31	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
pH водной вытяжки	8	0,71	-0,29	-0,73	0,67	0,06	-0,18	0,46	0,25
Железо п. ф., мг/кг	7	0,75	0,4	0,47	0,66	0,27	0,03	0,07	0,14
Марганец, п. ф., мг/кг	8	0,71	-0,09	-0,34	-0,19	0,21	0,03	-0,55	0,26
Медь п. ф., мг/кг	7	0,75	-0,36	-0,31	-0,34	0,17	<b>0,77</b>	0,17	-0,55
Свинец, п. ф., мг/кг	7	0,75	-0,67	-0,53	-0,50	-0,63	0,65	0,25	0,63
Ртуть, в. ф., мг/кг	8	0,71	-0,2	-0,54	-0,61	-0,09	-0,1	<b>0,85</b>	0,09
Мышьяк, в. ф., мг/кг	8	0,71	0,22	0,31	0,26	0,09	0,28	0,38	0,01
Нитраты, мг/кг	7	0,75	0,07	0,08	0,1	-0,1	0,41	0,1	-0,19
Фосфаты, мг/кг	7	0,75	0,27	0,27	-0,24	-0,27	0,36	0,02	0,29
Органические в-ва, %	7	0,75	<b>-0,84</b>	-0,58	-0,65	-0,72	0,53	0,06	-0,68
Фенол, мг/кг	7	0,75	<b>-0,79</b>	-0,48	<b>-0,86</b>	<b>-0,94</b>	<b>0,77</b>	0,62	<b>-0,94</b>

Примечание.  $n$  – объем выборки;  $R_{кр.}$  – критическое значение коэффициента корреляции; жирным шрифтом выделены достоверные значения ( $p \leq 0,05$ ).

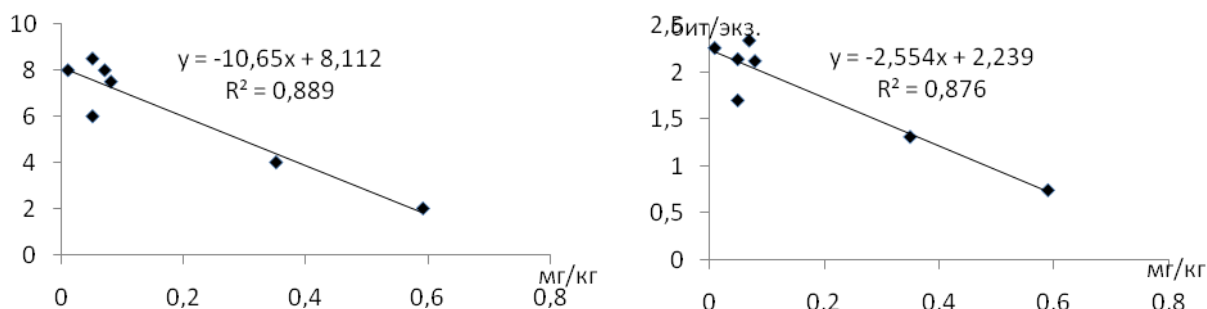


Рис. 2. Связь концентрации фенола в донных отложениях (ось абсцисс) с индексами  $BI$  (1) и  $H$  (2)

Таксономическое богатство достоверно снижалось с нарастанием доли органических веществ в грунте водотока. Остальные компоненты химического состава грунта не обнаружили связи с гидробиологическими характеристиками.

Парные корреляции с физическими (температура воды) и гидрологическими (интенсивность течения) характеристиками достоверных трендов не обнаружили. Однако, метод ранговой корреляции Спирмена показал наличие тесной отрицательной связи между многолетней динамикой ряда характеристик бентосных сообществ (количество таксонов, общая численность) и выраженной в балах интенсивностью течения (1 бал – отсутствие течения, 2 –

слабое, 3 – сильное) на верхнем и среднем участках реки (рис. 3). Коэффициент корреляции в случае с  $S$  составил  $-0,82$ , а в случае с  $N$  –  $0,75$ .

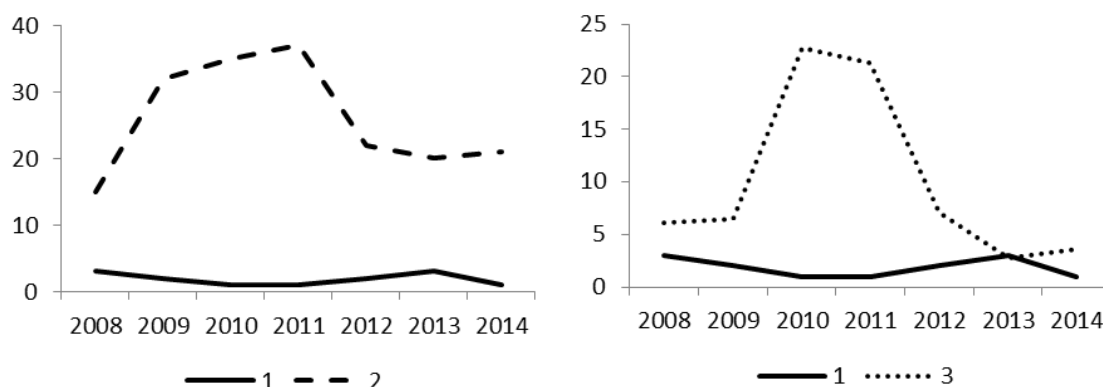


Рис. 3. Динамика гидрологических и гидробиологических показателей:  
1 – интенсивность течения, баллы; 2 –  $S$ , шт; 3 –  $N$ , тыс. экз./м<sup>2</sup>

Таким образом, изменения в состоянии бентоценозов в наибольшей степени были связаны с концентрацией растворенной формы меди в воде и содержанием фенола в грунте водотока. Особенно четко эта связь, основанная на снижении таксономического богатства и разнообразия в условиях загрязнения, прослеживалась в отношении индексов Вудивисса и Шеннона.

Межгодовые колебания структурных характеристик бентосных сообществ в значительной степени были обусловлены и особенностями гидрологического режима, определяющего как естественные условия обитания гидробионтов, так и миграцию загрязнения в русле реки. Максимальные значения качественного и количественного обилия макрозообентоса отмечены в годы с наименьшей проточностью воды; периоды обеднения бентоценозов совпадали с многоводными сезонами.

### Литература

- Балушкина Е. В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения вод // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1976. С. 106–118.
- Гланц С. Медико-биологическая статистика. М.: Практика, 1998. 459 с.
- О состоянии окружающей среды Кировской области в 2012 году: Региональный доклад / Под общ. ред. А. В. Албеговой. Киров: Кировская областная типография, 2013. 192 с.
- О состоянии окружающей среды Кировской области в 2014 году: Региональный доклад / Под общ. ред. А. Н. Чемоданова. Киров, 2015. 210 с.
- Константинов А. С. Общая гидробиология: Учеб. для студентов биол. спец. вузов. 4-е изд., перераб. и доп. М.: Высш. шк., 1986. 472 с.
- Goodnight C. J., Whitley L. S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Int. Waste Conf., Purdue Univ. Eng. Ext. 1961. Ser. 106. P. 139–142.
- Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent Riber Board // Chemistry and Industry. 1964. V. 14. P. 443–447.

## РАЗРАБОТКА КОМПЬЮТЕРНОЙ ПРОГРАММЫ ДЛЯ ИДЕНТИФИКАЦИИ И БОРЩЕВИКА СОСНОВСКОГО ПО АЭРОФОТОСНИМКУ

*В. В. Рутман<sup>1</sup>, Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет,*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Распространение борщевика Сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) на территории Кировской области является одной из важных проблем региона [1]. Борьба с этим растением – одно из приоритетных направлений природоохранной деятельности, поскольку борщевик не только является опасным для здоровья человека растением, но и действует губительно на естественные экосистемы региона. На территориях, заросших борщевиком, не происходит процесс сукцессии. В зарослях борщевика не произрастают другие виды растений. В основном, к таким землям относятся заброшенные пашни и пастбища, а также вырубки. Особенно эффективно борщевик распространяется по придорожным полосам. По данным статистики, площади зарастания в России увеличиваются в среднем на 10% ежегодно.

На данный момент для борьбы с этим вредным растением применяются различные методы. Это – скашивание до цветения и обрезка соцветий, поскольку для борщевика характерно семенное размножение. Также применяются гербициды и агротехнические мероприятия [2, 3]. Однако применяемые меры не дают желаемого эффекта, так как семена вновь заносятся с сопредельных территорий, на которых произрастает борщевик. Поэтому важно своевременное обнаружение мест произрастания и мониторинг распространения рассматриваемого вида. Для решения этой проблемы эффективнее всего использовать аэрофотосъемку. Проводить её нужно в определённый период времени – в июле-августе, в период цветения борщевика, поскольку цветущие особи хорошо обнаружимы на снимках. Для проведения аэрофотосъемки предлагается использовать современные доступные и малозатратные технологии, основанные на применении беспилотных летательных аппаратов. Можно также использовать результаты традиционной аэрофотосъёмки. Соцветия борщевика хорошо различимы с высоты 100–200 м.

Основной проблемой является обнаружение и подсчёт численности борщевика на снимке. Ручной процесс крайне трудоёмок, поэтому есть необходимость автоматизации подсчёта при помощи специализированной компьютерной программы. Цветущий борщевик виден на снимке как скопление круглых правильной формы белых пятен. Диаметр соцветия достигает 60 см, а на одной особи может быть одно центральное соцветие и 5–7 побочных.

На мультиспектральных космических снимках соцветия борщевика хорошо распознаются по характерному спектру отражения в видимой и ближней инфракрасной областях. Однако сверхлёгкие беспилотные летательные аппараты, используемые для аэрофотосъёмки, в подавляющем большинстве



случаев оснащены цифровыми фото- или видеокамерами, не обладающими чувствительностью к инфракрасному излучению. На обычных трёхканальных цветных снимках соцветия борщевика неотличимы по спектру от любых объектов белого цвета, что затрудняет их автоматическое распознавание. При визуальном дешифрировании заросли борщевика, снятые с небольшой высоты с высоким разрешением, легко распознаются по характерному взаимному расположению соцветий, образующих почти правильный многоугольник с 5, 6 или 7 вершинами (рис. 1).



Рис. 1. Примеры аэрофотоснимков борщевика Сосновского

Эта морфологическая особенность борщевика может быть использована для его автоматической идентификации. Разработанная нами программа, предназначенная для этой цели, осуществляет выполнение следующего алгоритма.

1. В интерактивном режиме задаётся обучающая выборка для определения порогов яркости и насыщенности цвета. Яркость определяется по формуле  $L = 0,2125 \cdot R + 0,7154 \cdot G + 0,0721 \cdot B$ , а насыщенность по формуле  $S = 1 - \frac{\min\{R, G, B\}}{\max\{R, G, B\}}$ , где  $R$ ,  $G$ ,  $B$  – интенсивности красной, зелёной и синей компонент цвета соответственно. За пороговые значения принимаются минимальное по выборке значение яркости и максимальное значение насыщенности. Потенциально относящимися к соцветиям борщевика считаются пиксели, имеющие яркость выше пороговой, а насыщенность ниже пороговой.

2. Производится построчное сканирование снимка, и при нахождении пикселя, соответствующего критериям принадлежности к борщевiku, выполняется обход контура по «алгоритму жука».

3. Все построенные таким образом контуры анализируются на соответствие специфической форме растения. Для этого каждый контур представляется в полярной системе координат относительно центра тяжести контура с угловым шагом  $\frac{2\pi}{128}$  и для серии из 128 точек выполняется быстрое преобразование Фурье. Резкое преобладание амплитуды пятой, шестой или седьмой гармоники над остальными является классифицирующим признаком цветущего борщевика.

4. Светло-серые пятна на снимке, соответствующие вышеуказанным критериям по цветовым параметрам, относятся к борщевiku, если на расстоянии менее максимального диаметра пятна имеются объекты, классифицированные как борщевик.

#### **Литература**

1. О распространении и мерах борьбы с борщевиком Сосновского / Офиц. сайт Мин. сельского хозяйства Кировской обл.: Интернет-ресурс <http://www.dsx-kirov.ru/new/borba%20s%20borshevikom.doc>

2. Методические рекомендации по борьбе с неконтролируемым распространением растений борщевика Сосновского / Сост. И. В. Далькэ, И. Ф. Чадин. Сыктывкар, 2008. 28 с.

3. Егоров А. Б., Бубнов А. А., Павлюченкова Л. Н. Гербициды для борьбы с борщевиком Сосновского // Защита и карантин растений. 2010. № 3. С. 74–75.

## СЕКЦИЯ 2 МЕТОДЫ БИОДИАГНОСТИКИ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

### МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ПОЧВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ОБЪЕКТОВ ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ

*М. Г. Кургузкин, П. М. Кургузкин*  
*Управление Минприроды Удмуртской Республики,*  
*mgk@minpriroda-udm.ru, 18kpm@mail.ru*

В структуре комплексного экологического мониторинга объектов по уничтожению химического оружия (ОУХО) содержатся два основных элемента: мониторинг загрязнения объектов окружающей природной среды, основанный на результатах количественного химического анализа (КХА), и биологический мониторинг [1–4]. Первый из них предназначен для оценки уровня загрязнения территории и выявления «доли» ОУХО в этом загрязнении. Биомониторинг реализуется в виде экотоксикологических исследований, включая биотестирование, и мониторинга растительного и животного мира, включая биоиндикацию.

Задачей биотестирования является определения уровня загрязнения среды по ее токсичности в отношении живых организмов, выбранных в качестве тест-объектов.

В силу простоты, оперативности и чувствительности методов биотестирования им отводится особая роль, как источнику первичной информации о возможном «неблагополучном» состоянии окружающей природной среды. Именно в этом качестве предлагается использовать биотестирование в структуре экологического мониторинга ОУХО и других опасных производственных объектов [1, 3, 4].

Установление факта токсичности пробы в определённой точке исследуемой территории является решающим аргументом для проведения в данной точке серии комплексных полномасштабных исследований. Очевидно, что в основе такого утверждения лежит предположение о наличии корреляции между уровнем химического загрязнения окружающей среды и реакцией тест-объектов, в соответствии с которым отсутствие токсичности также должно свидетельствовать о низком уровне или отсутствии загрязнения.

Безусловно, в условиях влияния на результаты мониторинговых исследований большого количества факторов стохастического и детерминирован-

ного характера, как прямое, так и обратное утверждения нуждаются в экспериментальной проверке.

Анализ связи между химическим загрязнением и токсичностью проб приведен в работе [5] применительно к ОУХО в г. Камбарка Удмуртской Республики. Используются результаты КХА и биоиндикации почвенных проб, отобранных с территории в пределах санитарно-защитной зоны объекта и зоны защитных мероприятий в 2005–2006 гг.

Применение методов статистики не выявило корреляции между интегральными показателями химического загрязнения и токсичностью образцов почвы. Использование метода «деревьев решений» [5] позволило частично выявить связь для таких тест-объектов, как инфузории и биоллюминесцентные бактерии.

С учётом того, что указанные выше исследования проведены на начальном этапе эксплуатации ОУХО в г. Камбарка, определенный интерес, прежде всего, в методическом аспекте, представляет анализ связи уровней загрязнения и реакции тест-объектов на завершающей стадии функционирования объекта.

Рассмотрены результаты мониторинговой деятельности в СЗЗ и ЗЗМ ОУХО в г. Камбарка в первом и втором полугодии 2009 г. В качестве исходной информации для анализа выбраны значения концентрации мышьяка в почве и результаты определения токсичности проб в тех же точках методом биотестирования с использованием четырёх тест-объектов.

В качестве первого тест-объекта использовалась водоросль хлорелла (вид *Clorella vulgaris* Beijer) в почвенной вытяжке [4, 6]. Интенсивность размножения определялась по изменению плотности суспензии.

Для оценки связи между концентрацией мышьяка в почве и ранжированными значениями плотности суспензии использовался коэффициент ранговой корреляции Спирмена [7].

Существенное отличие полученной величины коэффициента Спирмена (-0,254) и критического значения, равного 0,54, для уровня значимости 0,05, свидетельствует о том, что предположение о корреляции между уровнем загрязнения и реакцией тест-объекта не находит статистического подтверждения.

Обращает на себя внимание также отсутствие реакции тест-объекта на аномально высокую концентрацию мышьяка в точке № 28 (0,59 мг/кг). Следует отметить, что значительное превышение концентрации в указанной точке по сравнению с другими точками пробоотбора наблюдается практически во все периоды наблюдения. Этот факт не позволяет считать это значение статистическим «выбросом».

Подобное поведение тест-объекта хлорелла является объектом специального исследования. Можно предположить, например, что в почвенной вытяжке, наряду с токсичными веществами, содержатся и питательные вещества, способствующие размножению этого вида водорослей [6].

В качестве второго тест-объекта использованы дафнии вида *Daphnia magna* Straus [4, 6]. Реакция этих организмов на наличие в водной вытяжке

почвенной пробы токсических веществ оценивается по изменению показателя выживаемости (острая токсичность) или плодовитости (хроническая токсичность).

Сравнение концентрации мышьяка в почве и токсичности почвенных проб исключает корректное использования каких-либо статистических оценок по следующей причине. Для обследованных 23 точек территории изменение концентрации мышьяка находится в пределах диапазона 6–12 мг/кг. Реакция тест-объекта на изменение концентраций в указанном диапазоне практически отсутствует. Во всех точках, за исключением точки № 36, результаты биотестирования показывают отсутствие токсичности проб. В точке № 36 наблюдается острое токсическое воздействие при достаточно низкой концентрации мышьяка (7,7 мг/кг).

Кроме описанных выше биотестов в рамках мониторинга исследуемой территории были использованы еще два тест-объекта. Первый из них – люминисцентные бактерии, уровень биолюминисценции которых изменяется в зависимости от токсичности среды, второй – инфузории вида *Paramecium caudatum*, для которых токсичность среды влияет на показатели их подвижности [4, 6].

Результаты анализов показали, что во всем диапазоне изменения концентрации мышьяка для всех точек пробоотбора допустимую степень токсичности показывают 92% тестов с использованием люминисцентных бактерий и 77% – с использованием инфузорий. Столь значительная повторяемость исключает корректное использование методов ранговой корреляции, тем не менее, визуализация результатов мониторинга свидетельствует о качественном соответствии распределения концентраций мышьяка в почве и расположения зон повышенной токсичности для инфузорий и биолюминисцентных бактерий.

С учетом полученных результатов проведен анализ связи химического загрязнения почв и уровней биотоксичности для всего перечня контролируемых в процессе мониторинга веществ. Расчеты производились на основе метода главных компонент [7]. В качестве исходных данных фигурировали значения концентраций следующих веществ в точках пробоотбора: As, Cr, Sr, Pb, Zn, Cu, Ni, Co, V, оксиды железа, титана и марганца, хлорид-ионы в водной вытяжке и два тест-объекта: люминисцентные бактерии и инфузории.

Анализ корреляционной матрицы показал отсутствие значимой связи между концентрациями веществ и токсичностью. Максимальный коэффициент корреляции для инфузорий составляет 0,27 для Ni. Для люминисцентных бактерий максимум составляет 0,55 в отношении корреляции между токсичностью и концентрацией оксида железа в почве.

Анализ вклада токсичности в величину главных компонент  $\Gamma_1$ ,  $\Gamma_2$  и  $\Gamma_3$ , объясняющих 72% общей дисперсии, также показал его незначительную величину.

Проведённые исследования позволяют сформулировать следующие выводы.

1. В условиях штатного функционирования ОУХО его негативное воздействие на окружающую среду характеризуется малой интенсивностью и значительной продолжительностью. При низких уровнях и незначительных изменениях концентрации загрязнителей для обнаружения негативных изменений должны использоваться лишь те тест-объекты, которые адекватно реагируют на величину и направление указанных изменений. Вместе с тем, выбор таких тест-объектов может быть осуществлён лишь на основе опыта мониторинговой деятельности.

2. Результаты биотестирования, особенно в случае низкой токсичности или ее отсутствия, не могут служить основанием для отказа от проведения количественного химического анализа и, тем более, исключения такой точки из системы пробоотбора. В условиях длительного техногенного воздействия малой интенсивности результаты биотестирования и КХА следует признать равноправными, взаимодополняющими, совместный учёт и анализ которых в рамках экологического мониторинга может повысить информативность последнего.

#### Литература

1. ГОСТ Р 53009-2008. Системы экологического контроля и мониторинга. Общие руководящие указания по созданию, внедрению и обеспечению функционирования на объектах по уничтожению химического оружия. М.: Стандартинформ, 2008. 32 с.

2. Ашихмина Т. Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Вятка, 2002. 544 с.

3. Капашин В. П., Кутьин Н. Г., Мартынов В. В., Ферезанова М. В., Чупис В. Н. Экологический мониторинг опасных производственных объектов: опыт создания и перспективы развития (на примере систем экологического контроля и мониторинга объектов по уничтожению химического оружия). М.: Научная книга, 2010. 526 с.

4. Чупис В. Н., Бахрах П. Л. Комплексный экологический мониторинг в районах расположения опасных промышленных объектов, системы экологического мониторинга объектов по уничтожению химического оружия и атомных электростанций. М.: Научная книга, 2014. 528 с.

5. Кургузкин М. Г., Корепанов М. А., Тененев В. А. Использование методов многомерного анализа для обработки результатов экологического мониторинга объекта по уничтожению химического оружия // Экология урбанизированных территорий 2009. № 3. С. 96–101.

6. Терехова В. А. Биотестирование почв: подходы и проблемы // Почвоведение. 2011. № 2. С. 190–198.

7. Аффифи А., Эйзен С. Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ. Пер. с англ. М.: Мир, 1982. 488 с.

## **БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭФФЕКТИВНОСТИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ**

*В. А. Мязин, Н. В. Фокина, М. В. Корнейкова*  
*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН,*  
*myazin@inep.ksc.ru*

Оценка состояния почвы при загрязнении нефтью или нефтепродуктами (НП), а также при восстановлении таких территорий, не должна основываться лишь на определении концентрации углеводов в почве. Для получения объективной оценки состояния загрязненной территории необходимо проводить исследования химических и физических параметров почв, а также ее биологической активности. Так, одним из диагностических показателей уровня нефтяного загрязнения считается состояние почвенного микробоценоза и связанная с ним активность почвенных ферментов и интенсивность эмиссии CO<sub>2</sub>. Ранее нами уже проводились исследования, направленные на изучение влияния нефти и НП на биологическое состояние почв в целом и активность почвенных ферментов в частности (Евдокимова, Мязин, 2012; Мязин, 2012; Мязин, Фокина, 2015).

Цель данной работы – оценка эффективности проведения биоремедиации нефтезагрязненных почв по показателям биологической активности почвы.

Район проведения работ находился в Печенгском районе на северо-западе Мурманской области (69°16'N, 29°28'E, 320 м н. у. м.) на горе Каскама. Для возвышенностей такого рода в этом географическом районе характерна высотная поясность. С отметки 300 м начинается горная тундра, представленная кустарничково-лишайниковыми растительными сообществами со скальными обнажениями и каменисто-щебнистыми пятнами пучения. Почвы на естественных ненарушенных территориях представлены подбурами, оподзоленными подбурами и горными тундровыми примитивными щебнистыми почвами.

В результате разлива горюче-смазочных материалов и загрязнения территории произошла гибель растительного покрова на вершине и участках различной площади на западном и юго-восточном склонах горы.

На загрязненных участках были заложены экспериментальные площадки для исследования возможности восстановления почв и растительности с использованием приемов биоремедиации. В качестве мелиорантов использовали органические удобрения Бамил и Омуг, и комплексное минеральное удобрение Азофоска (НРК). Удобрения вносили дважды в год – в начале лета (июнь) и осенью (сентябрь). После внесения удобрений верхний слой почвы во всех вариантах рыхлили.

Биологическое состояние почвы оценивали по следующим показателям: численность микроорганизмов, величина эмиссии CO<sub>2</sub> почвой и активность

ферментов: инвертазы, фосфатазы, уреазы и дегидрогеназы. Продолжительность эксперимента – 3 года.

Численность микроорганизмов в почве определяли общепринятым методом посева. Активность инвертазы оценивали по методу Хоффмана и Паллауфа, фосфатазы – по методу Дубовенко, уреазы – по методу Щербаковой, дегидрогеназы – методом Галстяна в модификации. Определение эмиссии  $\text{CO}_2$  проводили полевым камеро-статическим методом. Содержание углеводов в почве определяли методом ИК-спектрометрии на анализаторе нефтепродуктов АН-2.

#### *Состояние почвы на загрязненном участке до начала биоремедиации*

Исходное содержание углеводов в загрязненном грунте составляло от 38 до 89 г/кг, что в десятки раз превышает величину ОДК (0,7 г/кг), рекомендуемую для тундровых районов (Пиковский и др., 2003). В результате исследования основных трофических групп почвенных бактерий установлено, что их численность в загрязненном грунте ниже, чем в органогенном горизонте фоновых почв, за исключением углеводородокисляющих бактерий (УОБ). Сообщества почвенных микромицетов в загрязненной почве также находились в угнетенном состоянии, их численность была ниже фоновых показателей в 8 и более раз.

Активность почвенных ферментов была чрезвычайно низкой, что свидетельствует о сильном замедлении или прекращении биологических процессов трансформации органических веществ в почве.

Определение эмиссии  $\text{CO}_2$  из почвы, показало, что на загрязненном участке величина этого показателя в 8 раз ниже, чем на участке без видимых признаков загрязнения.

Таким образом, почва на участке сильно деградирована, обладала очень низкой биологической активностью, что исключало возможность самовосстановления нарушенных территорий в ближайшее время без их биоремедиации.

#### *Влияние биоремедиации на численность микроорганизмов.*

Численность сапротрофных бактерий в органогенном горизонте почвы без видимых признаков загрязнения колебалась от 20 до 319 тыс. кл./г, в загрязненном грунте – не превышала 21 тыс. кл./г (табл. 1).

Максимальный рост численности почвенных бактерий наблюдали при использовании в качестве мелиорантов биоудобрений совместно с минеральным удобрением. При этом численность УОБ в этих вариантах в 4 и более раз превышала количество сапротрофных бактерий, что способствовало интенсивному окислению углеводов и очищению почвы. Рыхлением почвы без внесения мелиорантов, только за счет улучшения водно-воздушного режима почвы, также удалось добиться роста численности бактерий, и в большей степени – УОБ, количество которых превышало численность сапротрофных бактерий в 12 раз.

Средняя численность микромицетов в загрязненном грунте не превышала 5 тыс. КОЕ/г, в то время как в органогенном горизонте чистой почвы она достигала 40–56 тыс. КОЕ/г. При проведении биоремедиации достовер-



ное изменение численности почвенных микромицетов произошло только в варианте с внесением биоудобрения Бамил.

Таблица 1

**Численность микроорганизмов (тыс. кл./г) в загрязненном грунте в начале и в конце периода наблюдения**

Варианты	Сапротрофные бактерии		УОБ		Микромицеты	
	21.06.2013	29.09.2015	21.06.2013	29.09.2015	21.06.2013	29.09.2015
Рыхление	19,00±0,93	762±398	131±17	8838±495	5,10±1,20	2,13±0,53
НРК	15,00±0,73	563±100	268±74	8216±2250	4,27±1,83	7,63±3,37
Бамил+НРК	21,00±1,03	9326±3380	174±21	44900±1033	3,42±0,89	20,23±3,43
Омуг+НРК	19,00±0,96	4928±208	148±69	18483±4117	4,88±0,72	4,97±0,97

Полученные данные численности микроорганизмов показали, что наибольший эффект на данный показатель оказало совместное внесение минерального удобрения и биоудобрения Бамил.

*Влияние биоремедиации на активность почвенных ферментов*

Хорошим показателем биологического состояния почвы является ее ферментативная активность. Нами была исследована активность трех гидролитических ферментов (инвертаза, уреазы, фосфатаза) и одного окислительно-восстановительного (дегидрогеназа).

Инвертаза гидролизует сахарозу на глюкозу и фруктозу и является одним из ферментов, характеризующим биологическую активность почв. Достоверный рост активности инвертазы отмечен при внесении на загрязненные участки минерального удобрения, а также при его совместном использовании с биоудобрением Бамил (рис. 1 А).

Уреазы катализируют гидролиз мочевины до аммиака, который при растворении в воде образует ионы аммония и служит источником азотного питания для высших растений. Достоверный рост активности уреазы, как и инвертазы, отмечен при внесении на загрязненные участки минерального удобрения и биоудобрения Бамил (рис. 1 Б).

Активность фосфатаз характеризует процессы биохимической мобилизации органического фосфора, способствуя доступности фосфорорганических соединений почвы для растений. Среднее значение активности фосфатазы в загрязненном грунте достоверно не отличалось от активности данного фермента в органогенном горизонте фоновой почвы. Внесение мелиорантов также не повлияло на активность фосфатазы (рис. 2 А).

Дегидрогеназы катализируют реакцию отщепления водорода от различных углеводов, органических кислот, спиртов и других соединений. В почве, загрязненной нефтепродуктами, этот тип ферментов катализирует дегидрирование углеводов, а его активность характеризует интенсивность биологического разложения поллютанта. Достоверный рост активности дегидрогеназы наблюдали при внесении на загрязненные участки минерального удобрения, а также биоудобрений (рис. 2 Б).

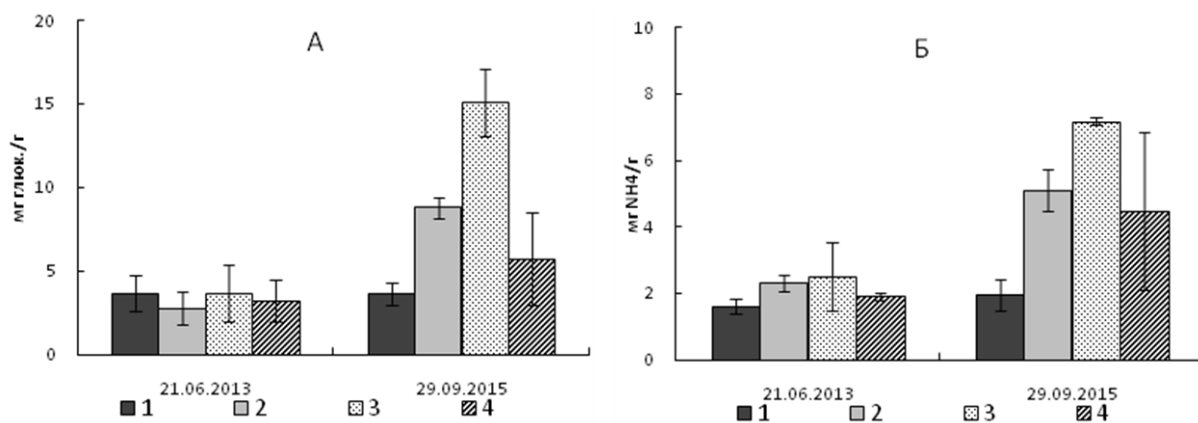


Рис. 1. Активность инвертазы (мг глюкозы/г почвы за 18 ч) (А) и уреазы (мг NH<sub>4</sub>/г почвы за 18 ч) (Б) в загрязненном грунте в начале и в конце периода наблюдения. Варианты: 1 – рыхление, 2 – NPK, 3 – Бамил+NPK, 4 – Омуг+NPK

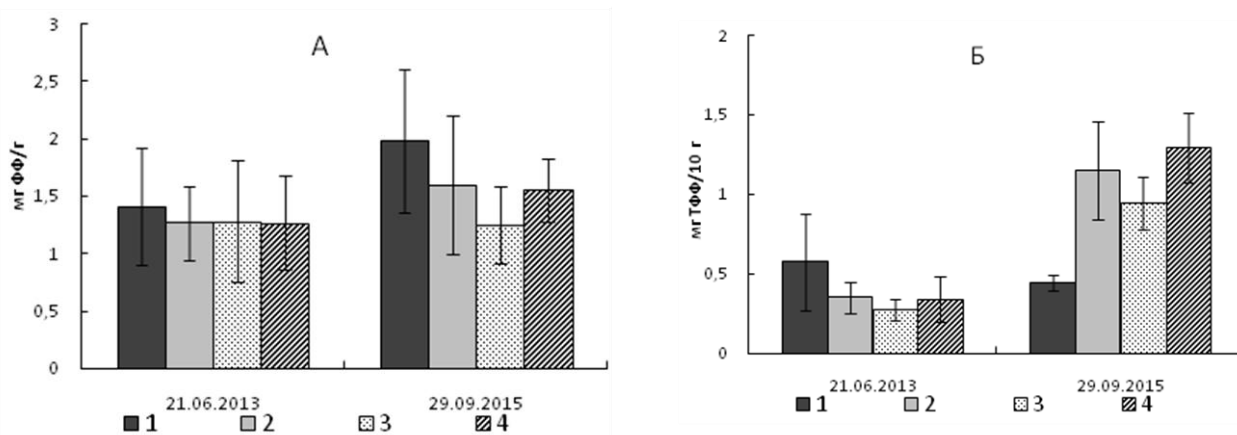


Рис. 2. Активность фосфатазы (мг фенолфталеина/г почвы за 18 ч) (А) и дегидрогеназы (мг трифенилформаза/10 г почвы за 24 ч) (Б) в загрязненном грунте в начале и в конце периода наблюдения. Варианты: 1 – рыхление, 2 – NPK, 3 – Бамил+NPK, 4 – Омуг+NPK

Показателем биологической активности почвы также является и количество углекислого газа, выделяемое из почвы в основном в результате деятельности микроорганизмов. Измерение респираторной активности, проведенное на загрязненных участках, показало, что с внесением удобрений в почву происходит увеличение количества выделяемой углекислоты на 23–28%.

#### *Оценка эффективности приемов биоремедиации*

Для оценки эффективности исследуемых способов биоремедиации применяли интегральный показатель биологического состояния почвы – ИПБС (Колесников и др., 2011; 2014) и интегральный коэффициент биологической активности почвы – ИК БАП (Шарапова и др., 2015; Шарапова, Гарабджиу, 2015).

Для расчета ИПБС значение показателя для незагрязненной почвы принимали за 100%, а значение показателя в вариантах опыта выражали в про-

центах от контроля. Для каждого варианта опыта определяли средние значения выбранных показателей и получали значение ИПБС, выраженное в процентах (рис. 3А). В отличие от ИПБС интегральный коэффициент БАП учитывает остаточное содержание углеводов в исследуемой почве, что позволяет более объективно провести оценку эффективности способов биоремедиации в зависимости от степени загрязнения (рис. 3Б). В нашем случае содержание углеводов снизилось на 17–62% от исходной величины, что сказалось на значении интегрального коэффициента, однако не повлияло на общую оценку эффективности способов биоремедиации.

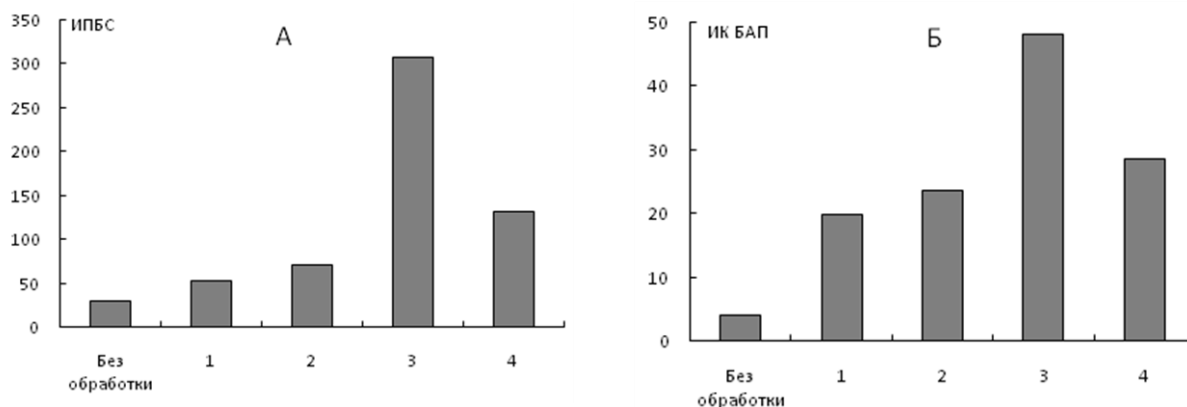


Рис. 3. Значения ИПБС (А) и ИК БАП (Б) для различных способов биоремедиации нефтезагрязненной почвы. Варианты: 1 – рыхление, 2 – NPK, 3 – Бамил+NPK, 4 – Омуг+NPK

Результаты оценки эффективности используемых способов биоремедиации с помощью интегральных коэффициентов показали, что наибольшее положительное влияние на биологическое состояние загрязненных почв оказало внесение минеральных удобрений совместно с биоудобрением Бамил. Рост биологической активности загрязненной почвы на фоне снижения концентрации углеводов делает возможным успешное проведение восстановительных работ с использованием приемов биоремедиации.

*Авторы выражают благодарность д.б.н., профессору Архипченко Ирине Александровне за предоставленные биоудобрения Бамил и Омуг.*

### Литература

Евдокимова Г. А., Мязин В. А. Биологическая активность почв северных приполярных областей при загрязнении нефтепродуктами // Инженерная экология. 2012. № 1. С. 17–23.

Колесников С. И., Гайворонский В. Г., Ротина Е. Н., Жаркова М. Г., Денисова Т. В., Казеев К. Ш. Результаты экспериментального изучения загрязнения бурых почв мазутом // Геоэкология. Инженерная экология. Гидрогеология. Геоэкология. 2011. № 2. С. 183–187.

Колесников С. И., Жаркова М. Г., Казеев К. Ш., Кутузова И. В., Самохвалова Л. С., Налета Е. В., Зубков Д. А. Оценка экотоксичности тяжелых металлов и нефти по биологическим показателям чернозема // Экология. 2014. № 3. С. 163–173.

Мязин В. А. Изменение ферментативной активности подзолов Кольского полуострова при загрязнении нефтепродуктами // Экологические проблемы северных регионов и

пути их решения: материалы IV Всероссийской научной конференции с международным участием. Апатиты. Изд. КНЦ РАН. 2012. Ч. 1. С. 95–99.

Мязин В. А., Фокина Н. В. Влияние нефтепродуктов на биологические показатели почвы в условиях полевого модельного эксперимента // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: Изд-во «Веси», 2015. Книга 2. С. 197–201.

Шарапова И. Э., Гарабаджиу А. В. Оценка эффективности способов биоремедиации почв от нефтяных загрязнений // Инженерная экология. 2015. № 2. С. 32–42.

Шарапова И. Э., Лаптева Е. М., Маслова С. П., Табаленкова Г. И., Гарабаджиу А. В. Использование интегрального коэффициента биологической активности и индекса фитотоксичности для оценки фиторемедиации нефтезагрязненных почв // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 2. С. 67–73.

## МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ БИОИНДИКАЦИИ ГОРОДСКИХ ПОЧВ

*Н. Н. Назаренко<sup>1</sup>, И. Д. Свистова<sup>2</sup>*

*<sup>1</sup> Воронежский государственный аграрный университет  
им. императора Петра I, talalajko@mail.ru*

*<sup>2</sup> Воронежский государственный педагогический университет,  
i.svistova@mail.ru*

В настоящее время возрастает роль почвенно-экологического мониторинга в оценке качества антропогенно-преобразованных городских почв разными методами. Многие авторы предлагают физико-химические и химические методы анализа почв в силу того, что они довольно распространены и сравнительно легко осуществляются (Сафонова, Епринцев, Каверина 2014; Серeda, Яблонских, Куролап, 2015 и др.). Однако они не могут обнаружить все возможные опасные вещества в городских почвах из-за их разнообразия и неоднородности. Кроме того, использовать санитарно-гигиенические нормативы (ПДК и ОДК), разработанные для почв сельхозугодий, для оценки урбанизированных территорий не совсем правильно. Все чаще отдается предпочтение биологическим методам (биоиндикация, биотестирование) с использованием в качестве тест-объектов животных, растений, цианобактерий, простейших (Биологический мониторинг ....., 2011). Перспективными становятся работы, посвященные микробиологической индикации городских почв (Марфенина, 1994; Терехова, 2007; Медведева, 2010 и др.). Реакция микроорганизмов на загрязнение проявляется быстро и при уровне загрязнения ниже ПДК, что позволяет проводить раннюю диагностику и оценивать необходимость ремедиации городских почв.

Большинство работ по микробиоиндикации проводят на примере почвы крупных городов (Москва, Санкт-Петербург, Новосибирск, Ростов-на-Дону, Нижний Новгород) или в модельных экспериментах. Результаты, касающиеся антропогенно-преобразованных черноземов городских территорий, носят эпизодический характер. В городе Воронеже – крупном промышленном центре Центрального Черноземья микробиологическая индикация урбаноземов

проводится нами уже на протяжении более 10 лет (Талалайко, 2005; Назаренко, Свистова, 2013; 2015). За это время удалось выявить многолетние нарушения динамики и структуры микробного сообщества (МСО) урбопочв с различной антропогенной нагрузкой и выбрать наиболее информативные параметры для биоиндикации на зональном уровне.

Существенным последствием загрязнения городской почвы явилось изменение эколого-трофической структуры МСО, особенно, селитебных, промышленных и транспортных зон г. Воронежа (табл. 1). Эти показатели оказались полезными для оценки соотношения процессов превращения углерода и азота в почве в данный момент времени и для характеристики направленности сукцессий микробного сообщества. Так, коэффициент олиготрофности, определяемый как отношение численности олиготрофов к численности аммонификаторов, отражающий глубину минерализационных процессов, снижался по сравнению с контролем в урбаноземах до 8 раз. Коэффициент педотрофности, определяемый как отношение численности педотрофов к численности аммонификаторов, в промышленной и транспортной зоне города возрос в 2 раза. Коэффициент иммобилизации, отражающий степень закрепления органического азота разлагаемых остатков в биомассе почвенных микроорганизмов в контроле был достаточно высоким. По сравнению с контролем в почве города значение  $K_{\text{имм}}$  снижалось до 6 раз.

Таблица 1

#### Эколого-трофическая структура МСО почв г. Воронежа

Показатели	Городские зоны				
	контроль	рекреация	селитебная	промышленная	транспортная
$K_{\text{имм}}$	5,7	3,0	1,6	0,5	0,9
$K_{\text{олиг}}$	4,0	2,3	1,7	1,0	0,5
$K_{\text{пед}}$	1,0	0,9	1,4	2,0	2,9

Таким образом, отмеченный нами рост численности аммонификаторов, снижение  $K_{\text{имм}}$  и  $K_{\text{олиг}}$  в городских почвах свидетельствуют об усилении процессов разложения почвенного органического вещества, при этом снижается глубина минерализации и запасание азота в микробной биомассе. Рост  $K_{\text{пед}}$  указывает на усиление процессов микробной деградации гумусовых веществ в урбаноземах.

В почвах г. Воронежа нами обнаружены и изменения таксономической структуры комплекса типичных для чернозема выщелоченного (контроль) микроскопических грибов (микромикеты) на родовом уровне. Особенно это проявлялось в уменьшении представленности грибов из семейства *Mucoraceae* и рода *Fusarium*, активно разлагающих свежие растительные остатки. Возрастала плотность родов *Aspergillus*, *Penicillium* и *Trichoderma*.

В городских зонах по мере возрастания антропогенной нагрузки происходила перестройка видовой структуры микромикетов и снижались показатели биоразнообразия. Так, количество типичных видов грибов не изменялось, но доля доминантных и часто встречающихся видов возрастала в почвах промышленных и транспортных зон за счет элиминирования редких и случайных

видов. Индекс видового разнообразия Шеннона в городских почвах несколько снижался в рекреационных и селитебных зонах, а в промышленных и транспортных – до 2,0–2,4 против 3,5–3,8 в контроле. Коэффициент сходства МСО в городской почве с контролем был достаточно низким (0,12–0,58).

Выделены 4 группы видов почвенных грибов по их реакции на городское загрязнение (табл. 2). В первую группу входят *чувствительные* к антропогенной нагрузке виды, исчезающие или резко снижающие частоту встречаемости в урбопочвах. *Устойчивые* к городскому загрязнению виды микроскопических грибов сохраняют свою частоту встречаемости на уровне контроля. Наибольший интерес представляют *индикаторные* виды, редко встречающиеся или случайные в контроле, но доминирующие в городских почвах.

Таблица 2

### Реакция почвенных микромицетов на городскую нагрузку

Виды микромицетов	Группы
<i>Acremonium alternatum</i> , <i>Cephalosporium acremonium</i> , <i>Paecilomyces lilacinum</i> , <i>Trichoderma koningii</i> *, <i>Penicillium daleae</i> , <i>P. simplicissimus</i> , <i>Aspergillus ustus</i> *, <i>Botrytis cinerea</i> , <i>Fusarium solani</i> *	Чувствительные
<i>P. tardum</i> *, <i>P. expansum</i> , <i>Humicola grisea</i> *, <i>A. wentii</i> *, <i>A. niger</i> , <i>Gliocladium virens</i> , <i>Cladosporium herbarum</i> *	Устойчивые
<i>A. clavatus</i> *, <i>A. terreus</i> *, <i>A. flavus</i> *, <i>A. alliaceus</i> *, <i>P. funiculosum</i> *, <i>P. rubrum</i> *, <i>P. rugulosum</i> *, <i>P. notatum</i> *, <i>Botryotrichum piluliferum</i> *, <i>Stachybotrys chartarum</i> *, <i>Talaromyces flavus</i> *, <i>Alternaria alternata</i> *	Индикаторные
<i>A. ochraceus</i> *, <i>A. versicolor</i> *, <i>A. fumigatus</i> *, <i>A. terricola</i> *, <i>A. tamarii</i> *, <i>P. viridicatum</i> *, <i>P. variable</i> *, <i>P. purpurogenum</i> *, <i>P. velutinum</i> *, <i>G. roseum</i> *, <i>F. nivale</i> *	Не характерные для контроля

Примечание: \* – токсигенные виды; жирным шрифтом выделены патогенные и аллергенные виды.

Обращает на себя внимание появление видов *не характерных* для данного типа почв. Это заносные токсигенные виды, характерные для более южных регионов, которые нашли в городских условиях свои экологические ниши. Многие виды микромицетов, выделенные нами из культуроземов городских парков и урбаноземов селитебно-транспортной и промышленной зоны представляет опасность для здоровья городского населения. Согласно литературным данным, увеличение доли таких грибов свидетельствует о происходящих структурных изменениях в экосистемах (Марфенина, 1994). Эта тенденция может привести к потере устойчивости микробного сообщества антропогенно-измененного чернозема. Приведенные примеры, далеко не исчерпывающие накопленный многолетний материал, показывают, что грибы можно рассматривать как надежные индикаторы городских почв.

В целом, отмеченные нами нарушения структуры МСО почвы в условиях антропогенного пресса свидетельствуют об углублении процессов деградации городских почв, и представляют экологическую опасность. По степени выраженности нарушений можно расположить городские почвы в сле-

дующий ряд: контроль < рекреация < селитебная < промышленная < транспортная зоны. Этот ряд соответствует степени загрязнения поллютантами, что позволяет использовать комплекс микробиологических показателей для биоиндикации уровня городской нагрузки на почву.

Таким образом, почвенный микробиомониторинг – актуальное и перспективное направление комплексного анализа городской среды. Нами продемонстрирована прямая взаимосвязь уровня загрязнения почвы и степени нарушения микробоценоза на примере урбопочв г. Воронежа. Полученные результаты востребованы и включены в план мониторинговых наблюдений на территории г. Воронежа. Для целей биоиндикации городских почв мы предложили следующие информативные параметры: нарушение экологотрофической и таксономической структуры микробного сообщества, индикаторные и не характерные для контроля виды микроскопических грибов.

### Литература

Сафонова И. В., Епринцев С. А., Каверина Н. В. Оценка антропогенного загрязнения почвенного покрова урбанизированных территорий городского округа г. Воронежа // Вестник Воронеж. ГУ. Серия: География. Геоэкология. 2014. № 3. С. 99–104.

Середа Л. О., Яблонских Л. А., Куролап С. А. Мониторинг эколого-геохимического состояния почвенного покрова города Воронежа // Вестник Волгогр. гос. ун-та. Сер. 11. Естеств. науки. 2015. № 2 (12). С. 66–72.

Биологический мониторинг природно-техногенных систем / Под ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалькиной. Сыктывкар, 2011. 388 с.

Терехова В. А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. Москва: Наука, 2007. 215 с.

Марфенина О. Е. Микологический мониторинг: возможности и перспективы // Почвоведение. 1994. № 1. С. 75–80.

Талалайко Н. Н. Микробиологическая индикация урбаноземов города Воронежа // Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Воронеж, 2005. 23 с.

Назаренко Н. Н. Оценка структуры комплекса актиномицетов в техногенно нарушенных почвах урбоэкосистемы // Индикация состояния окружающей среды: Труды второй Междунар. науч.-практ. конф. М., 2013. С. 225–229.

Назаренко Н. Н., Свистова И. Д. Биодинамика и загрязнение тяжелыми металлами и нефтепродуктами почв г. Воронежа // Экология и биология почв: Материалы Междунар. конф. Ростов-на-Дону, 2014. С. 557–560.

Назаренко Н. Н., Корецкая И. И., Свистова И. Д. Биоиндикация почвы транспортных зон г. Воронежа // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология. 2015. № 1. С. 46–50.

## ФАГОИНДИКАЦИЯ БАКТЕРИЙ *BACILLUS ANTHRACIS* В ПОЧВЕ

*К. В. Белова, Н. А. Феоктистова, Д. А. Васильев,  
Е. И. Климушкин, С. Н. Золотухин, А. В. Алешкин*

*Ульяновская государственная сельскохозяйственная академия  
им. П. А. Столыпина, belova\_ksenya@mail.ru*

Общеизвестно, что для постановки диагноза на сибирскую язву в специальной литературе по индикации *Bacillus anthracis* в пробах почвы описано несколько методов, основанных на применении специфических бактериофагов. Они основаны на свойстве специфического фага адсорбироваться и размножаться в клетках гомологичного вида микроба с последующим учетом этого процесса, исходя из особенностей реакции. Для выявления возбудителя сибирской язвы используют следующие методы фагоиндикации: реакция нарастания титра фага (РНФ), реакция адсорбции фага (РАФ), фаготетразоловый метод (ФТМ). Так, в РАФ специфический процесс необратимой фазы адсорбции фаговых частиц на бактериальных клетках определяется методом агаровых слоев после нейтрализации неадсорбированных фаговых корпускул антифаговыми сыворотками [1–2].

Однако от индикации *Bacillus anthracis* в почве этим методом мы отказались, так как В. С. Русалеевым (1988) была показана возможность адсорбции некоторых сибиреязвенных бактериофагов на клетках близкородственных видов аэробных бацилл. При индикации бациллы антракса ФТМ о взаимодействии в системе фаг клетка судят косвенным путем – по изменению цвета индикатора метилтиазолилтетразолия (довольно субъективный метод). Несмотря на то, что сибиреязвенные бактериофаги нашли широкое применение при идентификации возбудителя заболевания, вопрос об использовании фагов для типирования штаммов и фагоиндикации остается открытым. ФТМ и РНФ рекомендованы при диагностике сибирской язвы, они не получили широкого практического применения в диагностических лабораториях [3]. В связи с этим изучение особенностей постановки РНФ и определение возможности применения их при фагоиндикации бациллы антракса в почве – одним из факторов передачи возбудителя инфекции – является актуальной задачей.

Цель работы – определение эффективности РНФ для ускоренного выявления возбудителя сибирской язвы в почве и оптимизация методики постановки этой реакции.

Объекты и методы исследований. Штаммы бактерий *Bacillus anthracis*-СТИ, *Bacillus anthracis* 55-ВНИИВВиМ, *Bacillus anthracis* – Шуя-15, *Bacillus anthracis* 34 F<sub>2</sub>, 12 штаммов бактерии *Bacillus mycoides*, 52 штамма бактерий *Bacillus cereus* и *Bacillus thuringiensis*, *Bacillus subtilis* – 6 штаммов, *Bacillus mesentericus (pumilus)* – 8 штаммов, *Bacillus coagulans* – 3 штамма, *Bacillus megaterium* – 3 штамма, полученные из музея кафедры микробиологии, вирусологии, эпизоотологии и ветеринарно-санитарной экспертизы ФГБОУ ВО



Ульяновская ГСХА. Сибирезвенный бактериофаг Вlau был выделен и селекционирован коллективом авторов в 2015 г. [1–3].

Постановка реакции нарастания титра фага проводилась с использованием методических приемов, апробированных сотрудниками кафедры микробиологии, вирусологии, эпизоотологии и ВСЭ ФГБОУ ВО Ульяновская ГСХА [4–7].

Учитывая, что в отечественной и зарубежной литературе, посвященной изучению специфичности и диагностической значимости метода фагодиагностики *Bacillus anthracis*, отсутствуют данные, указывающие на какое-либо принципиальное отличие по фаго-чувствительности аттенуированных и полевых сибирезвенных штаммов, мы сочли возможным проведение экспериментов лишь на модели вакцинных и авирулентных штаммов *Bacillus anthracis*.

Проведенные нами ранее исследования по определению основных биологических свойств сибирезвенного бактериофага Вlau позволили установить, что при культивировании на штаммах *Bacillus anthracis* – Шуя-15 и *Bacillus anthracis* 34 F<sub>2</sub> он имел литическую активность  $n \cdot 10^8$  БОЕ/мл, которая не значительно изменялась при хранении при температуре 2–4 °С без добавления консерванта в течение 12 месяцев (снижалась до  $n \cdot 10^6$  БОЕ/мл; восстановление до показателя  $n \cdot 10^8$  БОЕ/мл происходило при трехкратном пассировании на индикаторной культуре).

Первоначально исследования проводились с использованием в качестве тест-объекта стерильной пробы почвы, искусственно контаминированной *Bacillus anthracis* – Шуя-15. Опытным путем нами было установлено, что предварительное подращивание материала в течение 5–24 часов с интервалом 3 часа и культивирование посевов в условиях термостата при температуре (36±1) °С в промежутке времени от 5 до 24 часов (интервал также составил 3 часа) позволяет провести индикацию бактерий *Bacillus anthracis* – Шуя-15 в пробах стерильной почвы при постановке РНФ в концентрации  $n \cdot 10^3$  м.к./мл. Аналогичную концентрацию *Bacillus anthracis* – Шуя-15 возможно обнаружить в данной реакции без применения этапа предварительного подращивания исследуемого материала при временной экспозиции культивирования (фаг + индикаторная культура) равной 5 часам. Установлено, что время на постановку реакции нарастания титра фага составляет приблизительно 24 часа.

Вторым этапом нашей работы была отработка реакции нарастания титра фага на нестерильных пробах почвы, искусственно контаминированных *Bacillus anthracis*. Результаты исследований показали, что чувствительность РНФ при фагоиндикации возбудителя сибирской язвы в почве составляет  $n \cdot 10^3$  КОЕ/г стерильной почвы против  $n \cdot 10^4$ –  $n \cdot 10^7$  КОЕ/г для нестерильных образцов, что объясняется конкурентным ростом близкородственных видов аэробных сапрофитных бацилл. Следует отметить, что чувствительность РНФ при исследовании искусственно зараженных проб нестерильной почвы значительно колебалась.

Следующая серия экспериментов была посвящена детальному разбору методики постановки РНФ и выяснению возможных причин ее недостаточной чувствительности. Следует отметить, что при проведении экспериментов освобождение исследуемых проб от контаминации сопутствующими аэробными спорообразующими сапрофитами путем прогревания при различных температурных режимах и низкоскоростным центрифугированием не обеспечивало в должной степени достижения поставленной цели. Кроме того, физиологический раствор, рекомендованный для разведения клеток при определении титра фага в РНФ, является изотоничным лишь по отношению к клеткам млекопитающих, а использование его для разведения бактерий снижает их жизнеспособность на 50% и более, искажая результаты реакции.

С целью максимально избавиться от микробной контаминации исследуемых образцов нестерильной почвы мы испытывали следующий методический прием. Он состоял в том, что в колбы, подлежащие исследованию, после добавления индикаторного фага и соответствующего периода инкубирования добавляли трихлорметан (хлороформ) из расчета 1 мл/10 мл исследуемой жидкости. Содержимое тщательно перемешивали и оставляли при комнатной температуре на 30–40 мин. После оседания хлороформа на дно верхнюю часть жидкости исследовали на наличие фага. Этот прием может быть заменен фильтрованием через мембранные фильтры фирмы Millipore (filter type: 0,22  $\mu\text{m}$  GV) в целях экономии времени на проведение исследования. Но данный прием повышает стоимость реакции.

Внесение в методологию постановки реакции нарастания титра фага с целью индикации сибиреязвенного микроба, такого дополнительного приема, как обработка суспензии хлороформом, позволило повысить чувствительность реакции при исследовании образцов нестерильной почвы до выявления концентрации равной  $10^3$  КОЕ/г. При такой модификации РНФ на фоне нежного газона индикаторной культуры наблюдаются четко различимые негативные колонии, количество которых в опытной пробе было в 5–10 раз больше, чем в контрольной.

После отработки методики освобождения исследуемого материала от сопутствующей микрофлоры оптимизировали целиком всю схему постановки РНФ в нестерильных пробах почвы. При оптимизации методики постановки РНФ использовали два варианта условий – подращивание исследуемого материала и последующее подращивание композиции (фаг + культура) при температуре  $(36 \pm 1)$  °С и отработанные на стерильных пробах почвы условия – подращивание композиции (фаг + культура) в течение 5 часов при температуре  $(36 \pm 1)$  °С. В том и другом случае опыты проводили с применением заражающей дозы *Bacillus anthracis* – Шуя-15  $10^2$ – $10^4$  КОЕ/г почвы. Экспериментально установлено, что подращивание в течение 2 часов гарантирует прорастание более 60% спор *Bacillus anthracis*, внесенных в исследуемую пробу.

При последующем заражении молодой вегетативной культуры индикаторным фагом необходимо было точно установить оптимальное время, обеспечивающее наиболее полное взаимодействие фага с клетками, и последую-

щую его репродукцию, т. е. решить вопрос о режиме необходимом для того, чтобы по нарастанию количества бляшкообразующих единиц выявить в исследуемом субстрате присутствие *Bacillus anthracis*. Таким образом, эксперименты по оптимизации методики постановки РНФ показали, что для обнаружения бациллы антракса в нестерильной почве в лабораторных условиях наиболее оптимальным является предварительное подращивание исследуемого материала в течение 2 ч при  $(36\pm 1)$  °С с последующим заражением фагом и инкубированием смеси в течение 4 ч при  $(36\pm 1)$  °С.

Для определения специфичности РНФ с применением фага Вlau было проведено исследование образцов почвы, инфицированных *Bacillus mycoides*, *Bacillus cereus*, *Bacillus thuringiensis*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus mesentericus* (*pumilus*), *Bacillus coagulans*, *Bacillus megaterium* в монокультуре. Результаты получены отрицательные.

На основании полученных в ходе экспериментов данных, считаем, что наиболее эффективными для постановки РНФ с целью индикации бактерий *Bacillus anthracis* в нестерильных пробах почвы следующие методологические приемы и параметры: в колбы с пробами почвы, подлежащими исследованию, после добавления индикаторного фага и соответствующего периода инкубирования нужно добавить трихлорметан (хлороформ) из расчета 1 мл/10 мл исследуемой жидкости. Содержимое необходимо тщательно перемешать и оставить при комнатной температуре на 30–40 мин. После оседания хлороформа на дно верхнюю часть жидкости следует исследовать на наличие фага; возможно применение мембранные фильтры фирмы Millipore (filter type: 0,22  $\mu\text{m}$  GV); оптимальное время экспозиции, обеспечивающее наиболее полноценное взаимодействие исследуемого бактериофага с индикаторной культурой составляет 4 часа культивирования с предварительным подращиванием исследуемого материала в течение 2 часов при  $(36\pm 1)$  °С; рабочее разведение бактериофага –  $10^2$  БОЕ/мл.

При вышеназванных параметрах количественный показатель реакции нарастания титра фага с использованием сибирезвенного бактериофага Вlau, выделенного и селекционированного авторами в 2015 г., составляет  $10^3$  м. к./мл. Определено, что сибирезвенный бактериофаг Вlau способен к циклу внутриклеточного развития в нестерильных пробах почвы в диапазоне рН 3,4–8,2. Совокупный временной интервал, затрачиваемый на постановку реакции нарастания титра фага, составляет приблизительно 26 часов = 30 мин (закладка опыта) + (2+4) часа (время культивирования посевов) + 40 минут (обработка трихлорметаном) + 30 мин (посев методом Грациа) + 18 часов (время культивирования посевов).

Мы считаем, что РНФ – это простой в исполнении, но перспективный количественный метод обнаружения инфекционного агента без выделения чистой культуры, который может быть применен в комплексе с другими лабораторными методами исследований для индикации и идентификации патогена.

Научные исследования проведены при финансовой поддержке Фонда содействия развитию малых форм предприятий в научно-технической сфере (программа «УМНИК»).

#### Литература

1. Климушкин Е. И., Феоктистова Н. А., Васильев Д. А., Белова К. В. Биологические свойства сибирезвенного бактериофага // Вестник ветеринарии. 2015. № 3 (74). С. 46–49.
2. Климушкин Е. И., Феоктистова Н. А., Васильев Д. А. Выделение бактериофагов, специфичных к *Bacillus anthracis* // Сб. материалов III Междунар. форума. БиоКиров, 2015. 2015. С. 10–12.
3. Феоктистова Н. А., Климушкин Е. И., Васильев Д. А., Белова К. В. Параметры реакции нарастания титра фага с сибирезвенным бактериофагом // Вестник ветеринарии. 2015. № 4 (75). С. 47–51.
4. Юдина М. А., Феоктистова Н. А. Выделение и изучение основных биологических свойств бактериофагов бактерий вида *Bacillus mesentericus* // Бактериофаги микроорганизмов значимых для животных, растений и человека. Ульяновск, 2013. С. 197–211.
5. Петрукова Н. А., Феоктистова Н. А., Васильев Д. А. и др. Биоиндикация содержания бактерий *Bacillus megaterium* в молоке и молочных продуктах // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2014. С. 375–377.
6. Феоктистова Н. А. Выделение и изучение основных биологических свойств бактериофагов бактерий *Bacillus subtilis* // Бактериофаги микроорганизмов значимых для животных, растений и человека. Ульяновск, 2013. С. 186–197.
7. Кудряшова К. В., Феоктистова Н. А., Лыдина М. А. Фагоиндикация бактерий *Bacillus subtilis* и *Bacillus mesentericus* в пищевом сырье растительного происхождения // Аграрная наука и образование на современном этапе развития: опыт, проблемы и пути их решения. Материалы VII Междунар. науч.-практ. конф. 2016. С. 240–246.

### ВЛИЯНИЕ $\text{Co}^{2+}$ И $\text{Zn}^{2+}$ НА РОСТОВЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ЯЧМЕНЯ В ПРИСУТСТВИИ ФОСФАТ-ИОНОВ И ЦЕОЛИТА

А. К. Эсаулова<sup>1</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1-3</sup>

<sup>1</sup> Вятский государственный университет,

<sup>2</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

<sup>3</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

esaulova.a.k@gmail.com

Тяжелые металлы (ТМ) обладают высокой токсичностью и степенью аккумуляции. Высшие растения без особого вреда для себя могут содержать опасные для человека и животных концентрации ТМ. Большинство ТМ относятся к эссенциальным (жизненно необходимым) элементам для растений. К таким элементам можно отнести кобальт и цинк.

Цинк играет важную роль в азотном, фосфорном и углеводном обменах, способствует синтезу нуклеиновых кислот и белка. Он входит в состав 35 ферментов (Кидин и др., 2015). Кобальт регулирует ростовые процессы, биосинтез белка, число хлоропластов. Он входит в состав витамина В<sub>12</sub>, по-

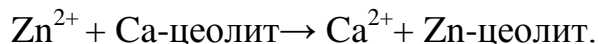
вышает иммунитет к болезням, участвует в синтезе ДНК и делении клеток (Смирнов и др., 1989).

Однако, даже эссенциальные элементы при избыточных количествах в среде приводят к эффектам фитотоксичности. Выявлено, что для цинка такой эффект проявляется, если содержание элемента в растении составляет 200 мг/кг сухой массы (Фелленберг и др., 1997). Избыток цинка угнетает рост, снижает содержание хлорофилла, приводя к хлорозу листьев, уменьшает интенсивность фотосинтеза (Кабата-Пендиас, 1989; Башмаков и др., 2009).

При избыточном потреблении корнями растений кобальт включается в транспирационный ток, что приводит к обогащению им краёв листьев. Начальной реакцией на избыток Со является межжилковый хлороз листьев, побеление и отмирание участков листьев (Кабата-Пендиас, 1989).

Чтобы снизить токсическое действие ТМ и их биоаккумуляцию используют сорбенты и вещества, способные связывать ионы ТМ в нерастворимые соединения. С этой целью в работе использовали гидрофосфат натрия и цеолит. Фосфат-ионы способны связывать катионы цинка и кобальта в нерастворимые фосфаты, кроме того, фосфор – элемент питания растений, что также способствует снижению фитотоксичности ТМ.

Цеолиты представляют собой кристаллические водные алюмосиликатные минералы, содержащие в качестве катионов элементы I и II групп периодической системы, в частности  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$  и др. Благодаря строго определённым размерам пор (каналов) и внутренних полостей, они способны удерживать катионы ТМ за счет селективности к крупным катионам. При этом идет процесс замещения катионов щелочных и щелочно-земельных металлов на катион ТМ:



Рост служит хорошим индикатором состояния растений, так как интегрирует воздействие поллютантов на все процессы растительного организма.

В связи с этим **целью работы** было изучить действие ионов кобальта и цинка на ростовые показатели растений ячменя в присутствии фосфат-ионов и цеолита.

Объектом исследования служили растения ячменя (*Hordeum distichum* L.) сорта «Новичок» ПР-1. Растения выращивали в полиэтиленовых контейнерах размером 0,175 см × 0,12 см, в которые насыпали по 650 г сухой почвы. В каждый сосуд высевали по 30 семян.

Загрязнение почвы создавали внесением солей металлов в виде растворов из расчёта 32,5 мг  $\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  и 149,5 мг  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  на сосуд, что соответствовало внесению 10 ПДК подвижных форм кобальта и цинка (ГН 2.1.7.2041-06, 2006). Соли ТМ вносили однократно перед посевом.

Для уменьшения токсических эффектов и аккумуляции ТМ растениями в почву части вариантов перед посевом вносили цеолит из расчёта 42 г на сосуд, что соответствовало норме внесения 20 т/га. С этой же целью в некоторые варианты вносили гидрофосфат натрия  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  в виде сухой со-

ли массой 655 мг/сосуд, что соответствует содержанию фосфора в почве – 260 мг P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/кг.

Контролем служили растения, выращенные на почве без внесения солей тяжелых металлов, цеолита и фосфата.

Сосуды с семенами помещали в контролируемые условия климатической камеры: фотопериод – 14 ч, освещённость – 1000 лк, температурный режим выращивания – 13 °С (ночь)/21 °С (день). Полив растений осуществляли водопроводной водой по мере необходимости.

Через 17 сут с момента появления всходов растения извлекали из сосудов, отделяли надземную часть и корневую систему, корни отмывали. У растений измеряли длину побегов, листьев и корней. Растительный материал фиксировали при 105 °С, затем высушивали до постоянной массы при 70 °С, затем определяли сухую массу побегов и корней.

В ходе выполнения модельного эксперимента получены данные по ростовым показателям растений ячменя (табл.). Согласно полученным данным, наименьшей длиной характеризуются корни и листья растений варианта с внесением 10 ПДК кобальта и цинка в присутствии фосфатов. Максимальное значение длины корня (24,8 см) установлено для варианта с внесением 10 ПДК кобальта в присутствии цеолита. Однако, расчёт критерия Стьюдента показал, что изменения по длине отдельных органов и частей растения, по накоплению биомассы растениями не достоверны. Таким образом, не выявлено влияния внесенных доз солей кобальта и никеля на ростовые показатели ячменя.

Таблица

**Ростовые показатели растений ячменя при действии ионов цинка и кобальта в присутствии фосфатов и цеолита**

№	Вариант	Длина*, см		Длина листьев*, см		Сухая масса**, мг/растение	
		побег	корень	1 лист	2 лист	побег	корень
1	Контроль	25,0±2,5	17±5	13,9±3,9	18±4	27,1±0,7	7,5±1,7
2	Zn <sup>2+</sup>	28,0±1,4	15,2±1,9	11,1±0,5	21,1±1,1	27,2±2,4	6,4±2,3
3	Co <sup>2+</sup>	25,3±3,1	16,4±3,4	15±4	16±5	24,9±3,7	12,8±1,3
4	Zn <sup>2+</sup> + Co <sup>2+</sup>	26,9±1,2	16,6±3,1	11,1±0,8	20,7±1,3	26±4	12,3±1,1
8	Цеолит	25,8±1,7	15,2±3,3	11,2±0,6	21±1,9	24,7±0,4	8,1±2,3
5	Zn <sup>2+</sup> + цеолит	27,2±1,4	12,4±1,8	11,5±0,8	20,9±0,9	26,6±0,07	12,0±1,1
6	Co <sup>2+</sup> + цеолит	28,1±2,3	<b>24,8±2,8</b>	11,8±0,6	21,4±1,4	27,6±1,3	11,0±1,3
7	Zn <sup>2+</sup> + Co <sup>2+</sup> + цеолит	26,5±2,1	16,2±1,8	11,3±0,9	19,9±1,0	28,5±0,28	12,7±1,9
9	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	25,0±1,2	14,5±3,0	15±5	14±4	24,3±0,21	9,9±1,1
10	Co <sup>2+</sup> + PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	24,2±2,1	15±4	13,2±3,7	16±5	27,1±2,2	10,8±2,1
11	Zn <sup>2+</sup> + PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	27,4±1,6	12,0±1,0	11,3±0,6	20,8±1,4	25±5	11,0±1,4
12	Zn <sup>2+</sup> + Co <sup>2+</sup> + PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	24,7±1,6	<b>9,9±2,7</b>	<b>9,4±1,1</b>	<b>13,2±3,0</b>	28,8±2,4	11,0±3,0

Примечание: жирным шрифтом выделены значения, в большей степени отличающиеся от контроля, \* – повторность 15–20, \*\* – повторность 2.

Таким образом, в ходе модельного эксперимента установлено, что ионы цинка и кобальта при внесении дозы 10 ПДК (для подвижных форм) не оказывают влияния на ростовые параметры растений ячменя ни при раздельном, ни при совместном присутствии, ни при одновременном внесении в почву цеолитов и фосфатов. Вероятно, это связано с невысокими дозами ТМ, внесенными в почву. Хотя были взяты концентрации 10 ПДК, но они были взяты для подвижных форм кобальта и цинка, и в ходе эксперимента ионы ТМ могли связаться органическим веществом и минеральными частицами почвы и перейти в неподвижные формы.

Следует отметить, что растения, произрастая на сильно загрязненных почвах и не проявляя видимых признаков токсичности, способны аккумулировать ТМ в концентрациях, намного превышающих содержание в почве и норматив содержания в растениеводческой продукции. В связи с этим продолжением данной работы может быть изучение особенностей накопления кобальта и цинка растениями и влияния цеолита и фосфатов на биоаккумуляцию ТМ. Кроме того, перспективным с практической точки зрения было бы создание комплексного сорбента – модифицированного фосфатами цеолита и испытание его сорбционной способности к ТМ.

*Работа выполнена в рамках проекта № 863 «Особенности функционирования живых систем в условиях действия специфических поллютантов на примере фосфорсодержащих соединений», включенной в государственное задание ВятГУ на 2016 г.*

### Литература

ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2009. 236 с.

Кидин В. В., Торшин С. П. Агрохимия. Учебник. М.: Проспект, 2016. [Электронный ресурс]: <https://books.google.ru> (дата обращения 03.11.2016).

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

Смирнов П. М. Минеральные удобрения // Агрохимия. М: Агропромиздат, 1989. С. 367–427.

Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию. М.: Мир, 1997. 228 с.

## ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА БИОТЕСТИРОВАНИЯ ПО ИЗМЕНЕНИЮ ДВИГАТЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ *DAPHNIA MAGNA STRAUS* ДЛЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

*А. С. Олькова, Е. А. Санникова, Т. И. Кутявина*  
Вятский государственный университет, *morgan-abend@mail.ru*

Нами предложен метод оценки степени токсичности водных сред по изменению двигательной активности низших ракообразных *Daphnia magna* Straus (Олькова, Ситникова, 2013; Олькова, Бармина, Фокина, 2015). Основными преимуществами метода считаем более высокую чувствительность измеряемой тест-функции по сравнению с показателем гибели *D. magna*, а также экспрессность получения результата. Данный метод биотестирования основан на использовании наиболее распространенных тест-организмов, что делает возможным его широкое применение в природоохранной практике.

Ранее в модельных опытах с добавками солей тяжелых металлов (ТМ) нами было показано, что показатель изменения двигательной активности информативен не только при загрязнении летальными дозами ТМ, но и не вызывающими гибели *D. magna* за 96 часов опыта (Олькова, Санникова, 2016). Также метод был апробирован при исследовании урбаноземов г. Владикавказ, загрязненных ТМ. Было показано, что несмотря на высокое загрязнение гибель рачков в вытяжках из проб не наступает, тогда как их двигательная активность закономерно снижается при возрастании содержания ТМ (Олькова, Санникова, 2016; Фокина и др., 2016).

Целью представленной части работы является апробация метода биотестирования по изменению двигательной активности низших ракообразных *D. magna* при исследовании проб поверхностных вод, отличающихся загрязнением минеральными формами азота.

Пробы поверхностных вод отбирались сотрудниками лаборатории биомониторинга УрО Коми НЦ и ВятГУ в районе техногенных ландшафтов, сформированных вокруг г. Кирово-Чепецк (Кировская область). Приоритетными загрязняющими веществами в данных пробах являются минеральные формы азота: ионы аммония и нитрат-ионы.

Часть проб отличалась превышением норматива для культурно-бытовых вод по ионам аммония в сотни раз, по нитрат-ионам в десятки раз. Такие наиболее загрязненные пробы оказывали острое токсическое действие в биотесте на *D. magna* по показателю гибели. Однако были и такие пробы, в которых ПДК<sub>кб</sub> для минеральных форм азота были превышены, но гибели рачков не наблюдалось. Токсичность этих проб оценивали по изменению двигательной активности *D. magna*. Результаты представлены в таблице 1.



Таблица 1

**Результаты исследования поверхностных вод  
техногенного ландшафта вокруг г. Кирово-Чепецка**

№ пробы	Двигательная активность, количество пересечений условных линий				Содержание минеральных форм азота, мг/дм <sup>3</sup>	
	через 1 час		через 24 часа		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	контроль	опыт	контроль	опыт		
6	159,0±6,2	151,1±5,9*	177,0±4,8	128,2±7,5*	5,9±1,2	8,5±1,0
3	154,6±10,0	150,0±5,8	179,3±3,4	128,5±5,4*	6,1±1,3	62±7
4	158,7±7,7	151,1±4,5*	171,6±3,8	136,0±3,3*	3,8±0,8	3,9±0,5
12	155,5±7,3	146,8±5,2*	172,7±6,2	143,5±3,2*	0,74±0,26	29,7±3,6
7	148,8±4,1	135,5±4,3*	175,1±4,6	106,1±4,7*	10900±2300	9800±1200
11	165,8±6,1	142,3±5,2*	175,6±6,8	147,7±4,8*	43±9	111±13
9	159,5±6,1	151,6±4,3*	170,0±4,5	132,0±3,5*	8,4±1,8	54±6
14	162,6±8,5	141,6±5,3*	173,7±5,6	144,1±4,4*	44±9	380±50

Примечание: \* – значения достоверно отличаются от контрольных ( $p < 0,05$ ); ПДК<sub>кб</sub> для (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) по азоту 1,5 мг/дм<sup>3</sup>, для (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) – 45 мг/дм<sup>3</sup> (ГН 2.1.5.1315-03, 2003).

Из данных, приведенных в таблице, видно, что статистически значимое угнетение двигательной активности в большинстве проб наблюдается уже через час экспозиции. Через сутки все пробы снижают способность дафний активно двигаться. Привлекает внимание проба № 7, в которой содержание ионов аммония превышает норматив в 5646 раз, а нитрат-ионов в 218 раз. Данная проба оказывает летальное действие на *D. magna*, но после суток экспозиции. Оценка двигательной активности позволила сделать заключение о ее токсичности уже через 1 час.

Для анализа полученных результатов приводим таблицу 2.

Таблица 2

**Степень угнетения двигательной активности *D. magna* и зависимость между содержанием минеральных форм азота и тест-функцией**

№ пробы	Угнетение двигательной активности <i>D. magna</i> через 1 час, раз	Коэффициент корреляции между содержанием минеральных форм азота и тест-функцией через 1 час		Угнетение двигательной активности <i>D. magna</i> через 24 часа, раз	Коэффициент корреляции между содержанием минеральных форм азота и тест-функцией через 24 часа	
		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
6	1,1	-0,74	-0,53	1,4	-0,83	-0,23
3	0			1,4		
4	1,1			1,3		
12	1,1			1,2		
7	1,1			1,7		
11	1,2			1,2		
9	1,1			1,3		
14	1,2			1,2		

Угнетение двигательной активности через 1 час воздействия оказалось минимальным, но в большинстве случаев достаточным для заключения о наличии токсического действия: критерием являлось математически достоверное отличие от контрольных значений. Через сутки экспозиции замедление движений дафний становится более весомым. Максимальное снижение показателя наблюдаем для пробы № 7, в которой высокое азотное загрязнение приводит в последствие к 100%-ной гибели организмов.

Полученные коэффициенты корреляции Пирсона подтверждают информативность метода при исследовании вод с минеральным загрязнением. Наиболее тесная отрицательная зависимость проявилась между снижением двигательной активности и концентрацией ионов аммония, причем коэффициент корреляции возрастает через сутки воздействия. Зависимость между оцениваемой тест-функцией и содержанием нитрат-ионов напротив ослабляется через сутки. Эти результаты говорят о превалирующем вкладе ионов аммония по сравнению с нитрат-ионами в формирование токсических эффектов при их совместном присутствии.

Таким образом, метод биотестирования по изменению двигательной активности *D. magna* оказался информативным при исследовании вод, загрязненных минеральными формами азота. Показана его экспрессность по сравнению с методом оценки гибели рачков.

#### Литература

ГН 2.1.5.1315-03 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования», 2003.

Олькова А. С., Бармина Е. В., Фокина А. И. Экспресс оценка токсичности водных сред по двигательной активности *Daphnia magna* Straus // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. (г. Киров, 1–2 декабря 2015 г.). Киров: Изд-во ООО «Веси». 2015. С. 266–268.

Олькова А. С., Ситникова К. К. Информативность тест-функций низших ракообразных // Бизнес. Наука. Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф.-выставки экологических проектов с междунар. участием. (г. Киров, 18–20 апреля 2013 г.). Киров: Изд-во ООО «Веси», 2013. С. 188–191.

Олькова А. С., Санникова Е. А. Разработка и апробация метода оценки токсичности водных сред по двигательной активности *Daphnia magna* Straus // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 1. (28–29 апреля 2016 г.). Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 386–390.

Фокина А. И., Домрачева Л. И., Олькова А. С., Скугорева С. Г., Лялина Е. И., Березин Г. И., Даровских Л. В. Исследование токсичности проб урбаноземов, загрязненных тяжелыми металлами // Известия Самарского научного центра академии наук. 2016. Т. 18. № 2(2). С. 544–550.

## ВЛИЯНИЕ ДОПОЛНИТЕЛЬНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ КАДМИЯ И ОБЛУЧЕНИЯ НА ДОЖДЕВЫХ ЧЕРВЕЙ ТЕХНОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННОЙ ТЕРРИТОРИИ

*А. В. Рыбак, Т. А. Майстренко, И. О. Велегжанинов*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, canewa.anuta@yandex.ru*

Антропогенное загрязнение земного шара приобрело огромные масштабы и характеризуется обширным спектром загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду, которые в течение длительного времени оказывают негативное воздействие на живые организмы и их популяции. Особенно актуальным является изучение механизмов адаптации организмов, обитающих в таких условиях.

Цель исследования заключалась в оценке адаптивных возможностей дождевых червей *Aporrectodea caliginosa* радиоактивно и химически загрязненной территории в ответ на дополнительное воздействие Cd и острое облучение.

Район исследования расположен вблизи пос. Водный (Республика Коми), где в 30–50-х гг. прошлого века осуществлялась деятельность по добыче радия из пластовых вод, которая впоследствии привела к загрязнению прилегающих территорий тяжелыми естественными радионуклидами (ТЕРН) и тяжелыми металлами (ТМ) (Иевлев, 2011). Удельные активности ТЕРН и концентрации ТМ в контрольной, загрязненной и искусственной почвах представлены в таблице.

Таблица

### Удельные активности ТЕРН, концентрации ТМ и As в почвах

Варианты	Удельные активности радионуклидов в почве, Бк/кг								
	<sup>238</sup> U	<sup>232</sup> Th	<sup>230</sup> Th	<sup>228</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Po	<sup>210</sup> Pb		
Контроль	11,5± 0,8	20,3± 4,7	21,7±4,1	14,7±3,0	163±41	396±86	60±14		
Загрязненный участок	306± 120	45,4± 8,8	2342±837	31,1±7,3	22260± 4779	62454± 9809	4337± 1653		
Искусственная почва	4,7± 0,9	1,8± 0,5	3,8±1,1	5,2±1,6	7,8±1,2	11,9±1,8	10,2±1,5		
Варианты	Концентрации тяжелых металлов и As в почве, мг/кг								
	Cu	Pb	Cd	Zn	Ni	Co	Cr	As	Hg
Контроль	7,3± 0,4	6,0± 0,3	0,30± 0,02	62,0± 2,8	16,8± 0,7	6,3±0,3	17,6± 0,8	2,4± 0,1	0,023± 0,002
Загрязненный участок	134± 35	408± 85	14,0± 3,4	141±23	44,7± 9,1	14,2± 2,6	20,7± 3,4	143± 35	0,507± 0,095
Искусственная почва	7,3± 1,5	4,2± 1,1	0,12± 0,06	20±4	16±6	4,6±1,8	12,7± 2,5	2,6± 1,3	0,008± 0,004

Объектом исследования выбраны дождевые черви *Aporrectodea caliginosa*, собранные на участке с повышенным содержанием в почвах ТЕРН и ТМ и контрольном участке.

Для выявления адаптивных возможностей использовали тест на выживаемость особей. Дождевых червей культивировали в пластиковых контейнерах, содержащих 1 кг приготовленной в лабораторных условиях искусственной почвы состава песок : глина : торф = 5 : 4 : 1. До начала эксперимента определили такие параметры искусственной почвы, как рН солевой вытяжки, рН водной вытяжки и влажность: рН (H<sub>2</sub>O) = 8,69±0,02; рН (KCl) = 7,70±0,02, влажность – 26±1%. В течение эксперимента по мере необходимости почву увлажняли дистиллированной водой и добавляли пищу для червей (измельчённые высушенные овощи).

*Определение выживаемости дождевых червей после дополнительного острого облучения.* Взрослых дождевых червей (по 5 шт.) помещали в пластиковые контейнеры, содержащие 18 г искусственной почвы, и облучали с помощью <sup>137</sup>Cs источника γ-излучения (мощность дозы 0,7 Гр/мин). Дозы облучения составили 2270 или 2480 Гр. Затем червей культивировали в контейнерах с искусственной почвой. Необлученных особей использовали в качестве контроля. Количество выживших особей оценивали в течение всего эксперимента. Кривые выживаемости строили по методу Каплана-Мейера с применением программы Statistica 6.0. Достоверность различий оценивали по тесту Мантела-Кокса.

*Оценка выживаемости дождевых червей в ответ на дополнительное воздействие Cd.* Во влажную искусственную почву Cd дополнительно вносили в виде хлорида кадмия. Первоначальные концентрации Cd в почве составили 0, 325, 375 и 425 мг/кг. После добавления хлорида кадмия в почву инкубировали в течение суток для стабилизации состава перед экспериментом. Для каждого из четырёх тестов использовали три повторности по семь особей. Выбранные дождевые черви не были четко определены как половозрелые. Влажность почвы и доступность пищи контролировали в течение всего эксперимента.

В экотоксикологических протоколах обычно применяют 28 или 56 дней воздействия (Hund-Rinke, Wiechering, 2001; Spurgeon et al., 2002). Однако, дождевые черви *A. caliginosa* в наших условиях оказались менее чувствительными, чем используемые при стандартном тестировании *Eisenia fetida*, поэтому мы увеличили исходные концентрации Cd в почве. После 30 дней воздействия концентрацию Cd повысили до 450, 500 и 550 мг/кг, затем на 61-й день – до 650, 700 и 750 мг/кг, на 73-й день – до 850, 900 и 950 мг/кг и на 95-й день – до 1100, 1150 и 1200 мг/кг соответственно. Смертность особей определяли дважды в неделю путем подсчета выживших дождевых червей в каждом контейнере. Кривые выживаемости строили по методу Каплана-Мейера с применением программы Statistica 6.0. Достоверность различий оценивали по методу Мантела-Кокса.

*Результаты.* Для оценки воздействия длительного существования популяции *A. caliginosa* в условиях загрязнения почвы ТЕРН и ТМ оценили выживаемость особей при дополнительном воздействии разных концентраций Cd и летальных доз облучения.

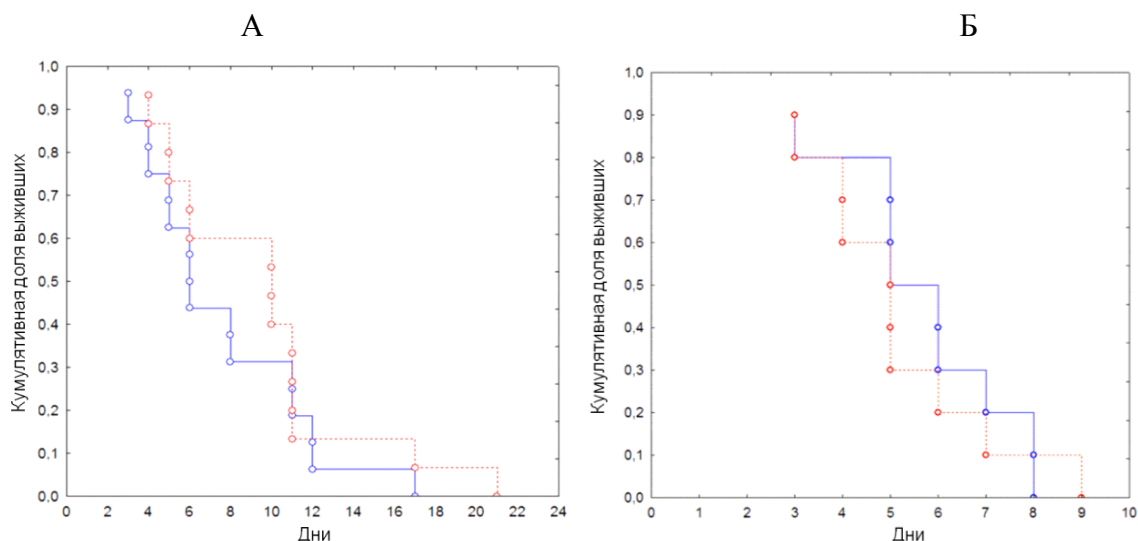
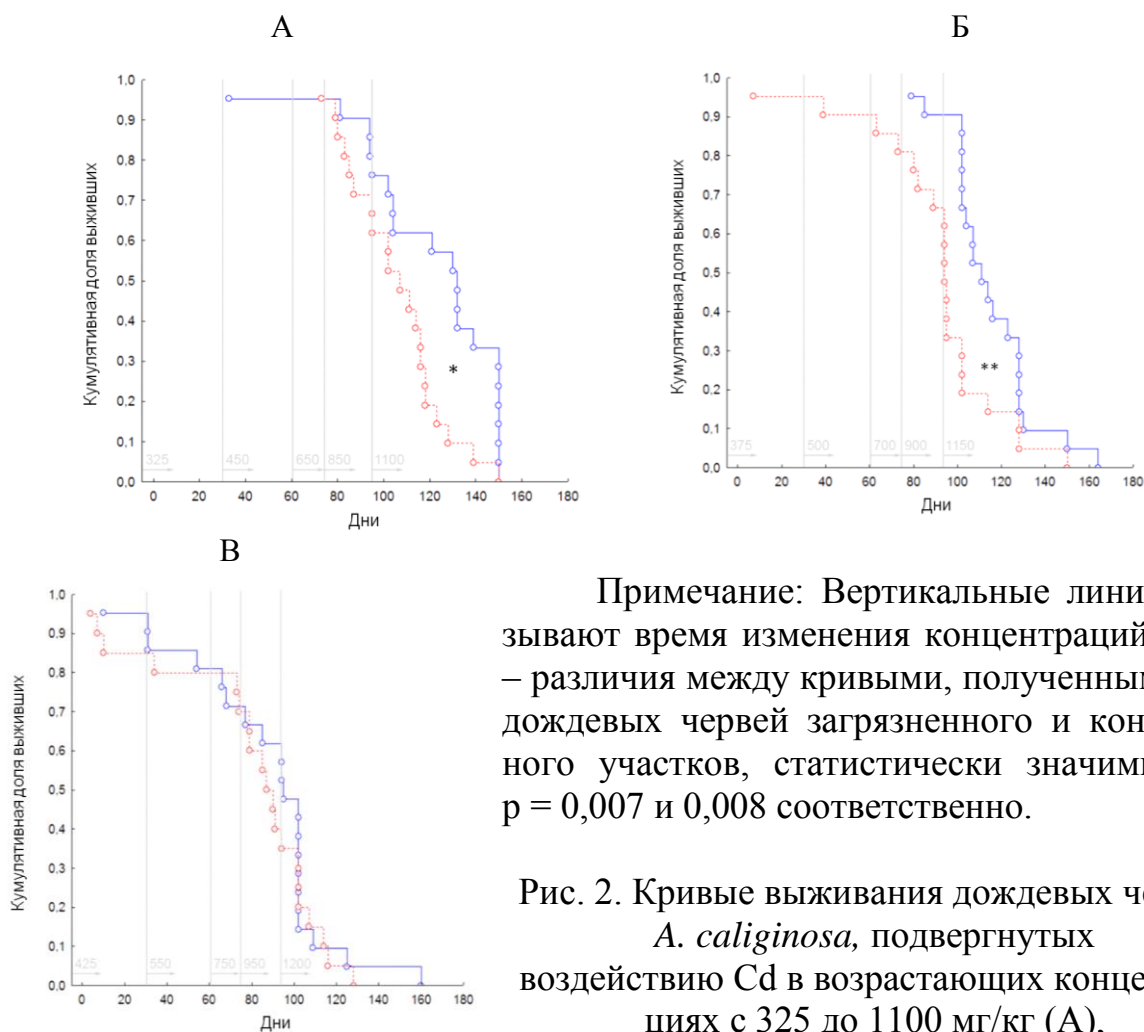


Рис. 1. Кривые выживания дождевых червей *A. caliginosa*, облученных в дозах 2270 Гр (А) и 2480 Гр (Б). Сплошная прямая отражает выживаемость особей с контрольного участка, пунктирная – с загрязненного участка



Примечание: Вертикальные линии указывают время изменения концентраций; \*, \*\* – различия между кривыми, полученными для дождевых червей загрязненного и контрольного участков, статистически значимы при  $p = 0,007$  и  $0,008$  соответственно.

Рис. 2. Кривые выживания дождевых червей *A. caliginosa*, подвергнутых воздействию Cd в возрастающих концентрациях с 325 до 1100 мг/кг (А), с 375 до 1150 мг/кг (Б) и с 425 до 1200 мг/кг почвы (В). Сплошная прямая отражает выживаемость особей с контрольного участка, пунктирная – с загрязненного участка

После предварительных экспериментов мы выбрали диапазон доз, при воздействии которых все особи погибают в течение 30 дней после облучения. Анализ выживаемости червей загрязненного и контрольного участков, облученных в дозах 2270 и 2480 Гр, не выявил достоверных различий в радиоустойчивости особей (рис. 1).

Изучение реакции дождевых червей к высоким концентрациям Cd показало, что животные загрязненного участка более чувствительны, чем особи контрольного участка (рис. 2). Таким образом, дождевые черви участка, загрязненного ТЕРН и ТМ, не развили устойчивость и характеризуются повышенной чувствительностью к дополнительному воздействию Cd.

Таким образом, сравнение выживаемости дождевых червей *Aporrectodea caliginosa* загрязненного и контрольного участков после облучения в дозах 2270 и 2480 Гр не дают нам права утверждать, что у особей развилась толерантность к данному стрессовому фактору. У животных загрязненного участка, подвергнутых дополнительному воздействию Cd, наоборот, проявилась повышенная чувствительность к токсиканту по сравнению с особями контрольного участка.

#### Литература

Иевлев А. А. Водный промысел в Коми АССР – предтеча атомной промышленности Советского Союза // Воен.-истор. журн. 2011. № 2. С. 45–47.

Hund-Rinke K., Wiechering H. Earthworm avoidance test for soil assessments. An alternative for acute and reproduction tests // J. Soils and Sediments. 2001. V. 1. P. 15–20.

Spurgeon D., Svendsen C., Hankard P., Weeks J., Kille P., Fishwick S. Review of sublethal ecotoxicological tests for measuring harm in terrestrial ecosystems. Environment Agency R&D Technical Report P5-063/TR1. Environment Agency, Bristol. 2002.

### ХИМИКО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ ВБЛИЗИ ТЭЦ-5 г. КИРОВА

**А. И. Фокина<sup>1,2</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1,3,4</sup>, Т. Н. Коткина<sup>1</sup>, А. С. Олькова<sup>1</sup>,  
Е. В. Дабах<sup>1,3,4</sup>, Е. И. Лялина<sup>1,2</sup>, Ю. Н. Зыкова<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Вятский государственный университет, *annushka-fokina@mail.ru*,

<sup>2</sup> Экоаналитическая лаборатория ВятГУ, *lyalina.ekaterina@inbox.ru*,

<sup>3</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
*orewek7@rambler.ru*,

<sup>4</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, *skugoreva@mail.ru*

В 1980 г. на юго-западной окраине г. Кирова, вблизи от железнодорожной станции «Ломовская» была введена в эксплуатацию ТЭЦ-5 – тепловая электростанция в составе Волжской ТГК, предназначенная для обеспечения электрической и тепловой энергией промышленности и жилого сектора г. Кирова. ТЭЦ-5 – крупнейшая в Кировской области, вторая по мощности в ТГК-5 после Чебоксарской ТЭЦ-2. В настоящее время ТЭЦ-5 работает на газе и Новокузнецком угле и обеспечивает около 50% энергопотребления.

Предприятия энергетики наряду с автотранспортом возглавляют список источников загрязнения воздуха, производят самые большие массы отходов, в составе которых преобладают анионогенные элементы с более низким коэффициентом концентрирования по сравнению с отходами металлургии [1]. В связи с этим изучение состояния окружающей среды в окрестностях ТЭЦ является актуальной проблемой для всех регионов. Почвы являются средой, депонирующей загрязняющие вещества. Состояние почв вокруг ТЭЦ-5 изучалось химическими и биологическими методами [2].

*Целью* работы было комплексное исследование состояния почв в окрестностях ТЭЦ-5 г. Кирова, включающее как химический анализ, так и биотестирование с использованием тест-организмов различного уровня.

Для исследования почв были выбраны участки, расположенные в различных экотопах (лес, луг, селитебная зона) в разных направлениях от ТЭЦ-5. Почвы на них в той или иной степени подвергались антропогенному воздействию. Даже те почвы, которые в настоящее время находятся под лесом, в прошлом были перерыты при прокладке трубопровода. В городской черте предлагаемая в нормативных документах территориальная схема отбора проб – по румбам, с учетом розы ветров, на разном удалении от источника – не всегда реализуема, вследствие сочетанного воздействия загрязняющих веществ от разных источников загрязнения. Площадки пробоотбора вокруг ТЭЦ-5 закладывались на расстоянии около 0,5 км от этого источника загрязнения. В качестве фоновых были выбраны участки луга и леса вблизи д. Вахренки в 10 км на юг от ТЭЦ. Пробы почв для составления смешанных образцов отбирали с глубины 0–5 см. Сеть пробоотбора представлена на рисунке 1.



Рис. 1. Схема участков отбора почвенных образцов вокруг ТЭЦ-5 г. Кирова

Содержание органического вещества в почвах определяли фотометрически по методу Тюрина в модификации ЦИНАО [3], кислотность – потен-

циометрически в водной и солевой вытяжках [4], содержание бенз[а]пирена определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии [5], нефтепродукты – флуориметрическим методом [6], тяжелые металлы (Zn, Pb, Cu, Cd) – атомно-абсорбционным методом [7]. Токсичность почв определяли по тетразольно-топографической методике [8], а также по методике, основанной на регистрации двигательной активности *D. magna* [9].

Свойства почв представлены в таблице 1. Степень кислотности водных вытяжек из почв составляет от 5,6 до 7,3 единиц, величины рН солевых вытяжек – от 4,75 до 6,45. Таким образом, почвы на участке 6 относятся к сильнонокислым, 7 – к среднекислым, 2 и 5 – к слабокислым, 1 и 4 – к близким к нейтральным, 3 и 8 – к нейтральным. Такое разнообразие почв даже по одному показателю – степени кислотности – отражает их генетическую неоднородность, осложненную антропогенным и техногенным воздействием.

Таблица 1

**Свойства почв в окрестностях ТЭЦ-5, содержание в них нефтепродуктов и бенз[а]пирена**

Номера участков	рН водн.	рН сол.	Содержание орг. вещества, %	Содержание бенз[а]пирена, мкг/кг	Нефтепродукты, мг/кг
1	6,93	5,95	5,8±0,6	0,97±0,27	5,8±2,3
2	6,60	5,31	1,34±0,27	1,00±0,28	5,0±2,0
3	7,13	6,01	1,14±0,23	0,94±0,26	4,9±1,9
4	6,82	5,78	3,8±0,6	0,51±0,14	5,1±2,1
5	6,73	5,43	1,50±0,30	н.о.	5,3±2,1
6	5,65	4,26	2,5±0,5	н.о.	5,1±2,0
7	5,73	4,78	1,8±0,3	н.о.	4,8±1,9
8	7,28	6,45	3,3±0,5	9,0±3,3	8,3±3,3

Примечание: н.о. – ниже предела обнаружения метода.

Содержание органического вещества варьирует от 1,04 до 5,8%. Самое высокое содержание органического вещества отмечено в почве на участке 1. Учитывая, что грунт на участке представлен органоминеральной массой с включением опила, такое относительно высокое содержание органического вещества закономерно. Хорошо обеспечены органическим веществом почвы садовых участков (№ 8). На лесных участках 4 и 6 и фон (лес) растительные остатки, сосредоточенные в подстилках, вносят вклад в суммарное содержание углерода. В почвах участков 2, 3, 5 и фон (луг) содержание органического вещества низкое и соответствует значениям, характерным для зональных дерново-подзолистых почв.

Содержание бенз[а]пирена ни в одном из образцов не превышает норматива (20 мкг/кг), причем в почвах пяти участков он не обнаружен (табл. 1). Относительно высокое количество поллютанта (9,0 мкг/кг) отмечено в образце, отобранном на восьмом участке. Содержание нефтепродуктов низкое и довольно близкое на всех участках – от 5 до 6 мг/кг, несколько выше оно в образце, отобранном на участке № 8 (8 мг/кг). Единой, универсальной для



всех районов России ПДК нефтепродуктов в почвах не установлено, но полученные результаты существенно ниже даже самых жестких условно фоновых значений, предлагаемых для регионов, не ведущих добычу нефти (40 мг/кг) [10].

В связи с использованием в качестве топлива на ТЭЦ-5 углей Новокузнецкого месторождения, наряду с бенз[а]пиреном и нефтепродуктами, в почвах определяли валовые и подвижные формы тяжелых металлов (ТМ). Следует отметить, что в загрязненных почвах доля подвижных соединений обычно значительно выше. В изученных почвах содержание валовой и подвижной форм ТМ не превышало ПДК, за исключением валового цинка в почве на участке № 8, соответствующему 1,2 ПДК (табл. 2). Такое небольшое превышение ПДК (от 1,5 до 3 раз) характерно для почв вокруг предприятий энергетики [1].

Исследование токсичности отобранных образцов показало, что дегидрогеназная активность клеток цианобактерий подавлялась в вытяжках из образцов № 3–6 и № 8 (рис. 2). Если для участка № 8 такой результат вполне закономерный и соответствует его расположению по направлению преобладающих ветров, относительно высокому содержанию в почвах ТМ, то токсичность почв на других участках, расположенных в южном направлении, может быть обусловлена другими причинами.

Для оценки токсичности почв использовали результаты исследования влияния водных вытяжек из почвенных образцов на двигательную активность ракообразных *D. magna*. Подавляющее большинство тестируемых сред оказывало стимулирующее действие на скорость движений рачков, как через час, так и спустя 24 часа после экспозиции (рис. 3). Ранее было показано, что тест-функция двигательной активности *D. magna* чувствительна к нелетальным концентрациям ТМ [10], следовательно, такая реакция могла быть вызвана образованием органоминеральных соединений, характерных для почв, или других бионедоступных форм ТМ [11, 12]. Данные, полученные с помощью тест-функции двигательной активности *D. magna* свидетельствуют об отсутствии опасного уровня токсичности исследуемых образцов.

Таблица 2

## Содержание ТМ в образцах почв, отобранных на территории вблизи ТЭЦ-5, мг/кг

Участок	Cd		Zn		Pb		Cu	
	ВФ*	ПФ**	ВФ	ПФ	ВФ	ПФ	ВФ	ПФ
1	0,240±0,012	0,070±0,003	57,2±0,7	7,60±0,06	8,12±0,05	0,498±0,011	6,23±1,18	0,13±0,012
2	0,140±0,010	0,070±0,004	21,20±0,04	1,52±0,07	4,59±0,12	0,30±0,09	6,24±0,40	0,05±0,002
3	0,200±0,012	0,060±0,002	30,60±0,07	1,14±0,06	4,48±0,26	0,42±0,06	6,58±0,12	0,12±0,018
4	0,30±0,04	0,090±0,010	55,65±0,07	3,25±0,04	13,80±0,27	0,61±0,09	10,2±2,8	0,060±0,005
5	0,220±0,010	0,063±0,004	50,1±0,6	1,33±0,012	8,04±0,23	0,970±0,016	10,25±1,23	0,0400±0,0012
6	0,170±0,010	0,110±0,010	68,23±0,30	3,73±0,021	12,5±0,6	1,26±0,13	10,8±2,3	0,160±0,018
7	0,090±0,012	0,052±0,003	39,2±4,3	6,60±0,07	7,3±0,3	0,40±0,06	6,4±0,4	0,080±0,005
8	0,210±0,010	0,150±0,007	117,9±0,4	18,54±0,04	16,40±0,27	1,24±0,17	14,5±1,6	0,54±0,11
Фон-луг	0,150±0,001	0,060±0,003	32,50±1,30	1,94±0,021	7,5±0,5	0,720±0,021	5,11±1,21	0,0600±0,0022
Фон -лес	0,110±0,010	0,060±0,003	32,20±0,80	1,92±0,011	7,14±0,30	1,223±0,011	6,45±0,43	0,110±0,012
ПДК (ОДК)	0,5-1-2	-	55-110-220	23	32-65-130	6	33-66-132	3

\*ВФ – валовое содержание ТМ, \*\*ПФ – подвижная форма ТМ.

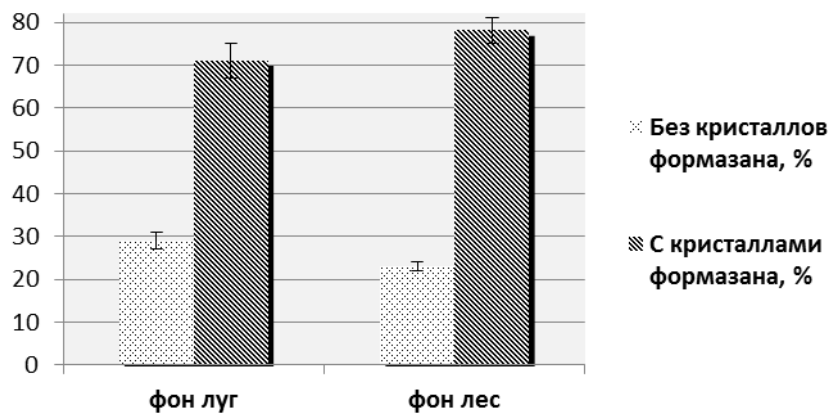
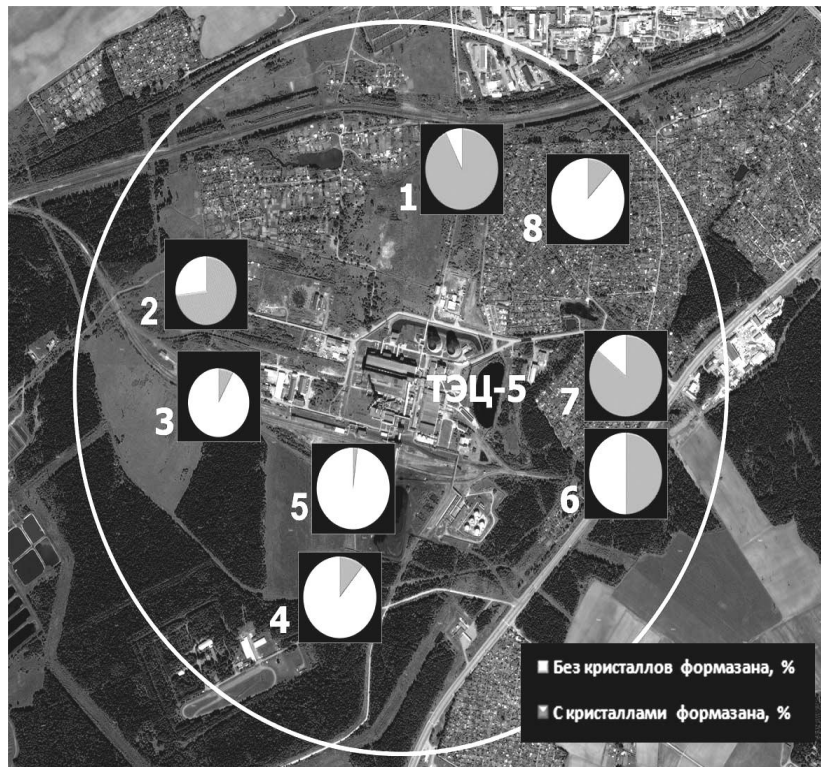


Рис. 2. Влияние веществ, содержащихся в водных вытяжках из образцов почв, на активность дегидрогеназы в клетках почвенных цианобактерий (учет доли клеток, в которых под действием дегидрогеназ образовались кристаллы формазана)

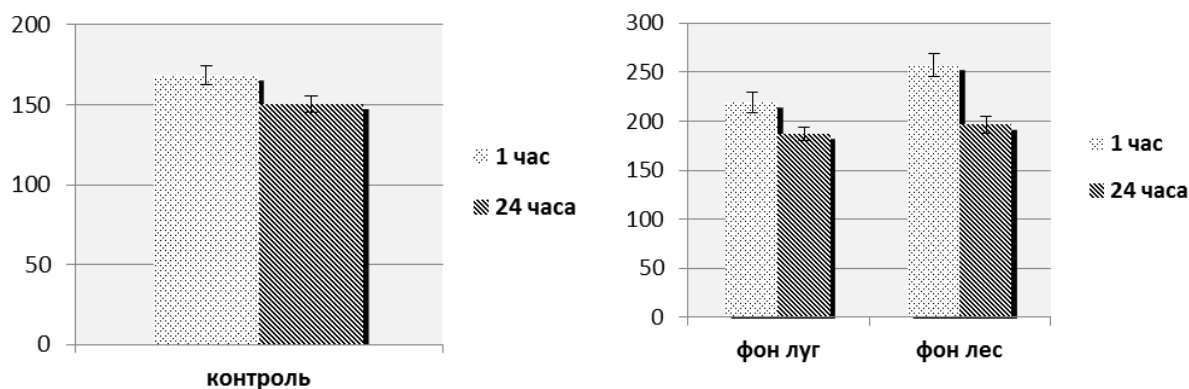
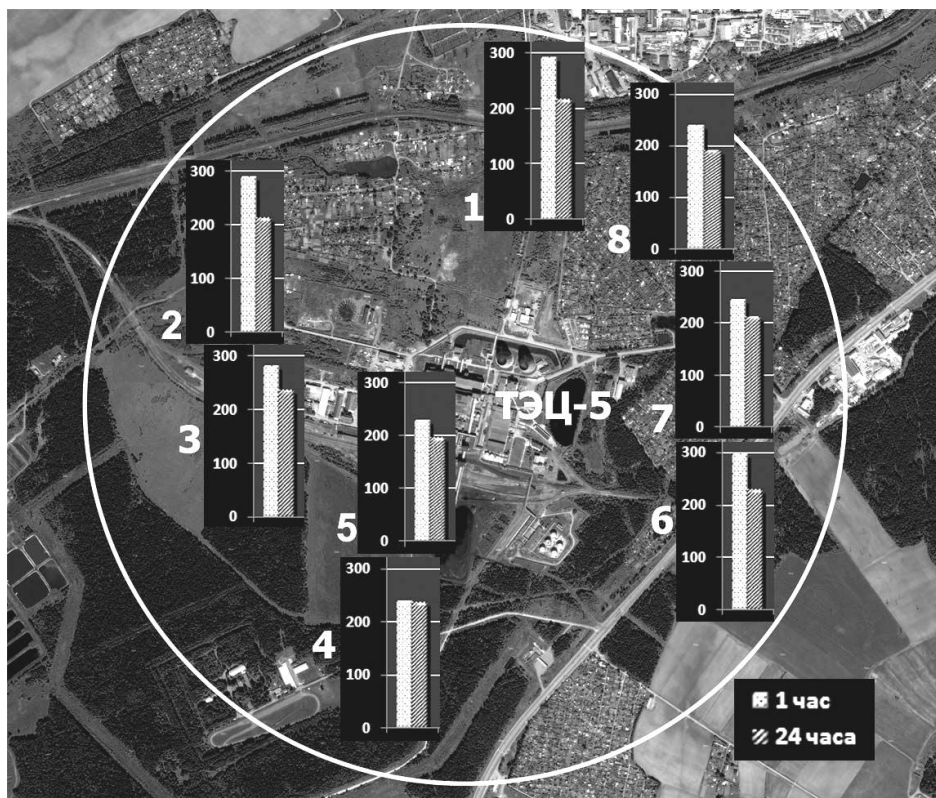


Рис. 3. Влияние веществ, содержащихся в водных вытяжках из образцов почв, на двигательную активность ракообразных *D. magna* (учет активности ракообразных через час и 24 часа их экспозиции с вытяжкой)

Таким образом, результаты комплексного обследования территории вокруг ТЭЦ-5 г. Кирова следующие:

- содержание валовых и подвижных форм ТМ не превышает ПДК во всех образцах;
- образец № 8 отличается от остальных образцов более высоким содержанием бенз[а]пирена;
- не выявлено опасного уровня токсичности с помощью двигательной активности ракообразных *D. magna*,
- исследования дегидрогеназной активности цианобактерий указывают на то, что вещества, переходящие в водную вытяжку из образцов № 3–6 и № 8, подавляют активность фермента более чем на 50%, что свидетельствует о токсичности образца.

Полученные данные лишь частично согласуются с результатами химического анализа. Несоответствие результатов, полученных двумя методами биотестирования, указывает на необходимость дополнительного исследования химического состава образцов.

*Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для молодых российских ученых № МК-3964.2015.*

### Литература

1. Мотузова Г. В., Карпова Е. А. Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия. М: Изд-во МГУ, 2013 304 с.
2. Кондакова Л. В., Домрачева Л. И. Специфика поверхностных фототрофных группировок вблизи ТЭЦ-5 г. Кирова // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием Ч. 1. Киров: О-Краткое, 2008. С. 189–191.
3. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. М.: Государственный комитет стандартизации и метрологии СССР, 1991. 8 с.
4. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 488 с.
5. МУК 4.1.1274-03. Измерение массовой доли бенз[а]пирена в пробах почв, грунтов, донных отложений и твердых отходов методом ВЭЖХ с использованием флуориметрического детектора.
6. ПНД Ф 16.1:2.21–98 Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв и грунтов флуориметрическим методом с использованием анализатора жидкости «Флюорат-02». 26 с.
7. ФР.1.31.2012.13573. Методика выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом. М., 2012. 16 с.
8. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Ашихмина Т. Я., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Фокина А. И. Применение тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязненных средах // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 23–28.
9. Мусихина Е. А. Методологический аспект комплексной оценки экологической емкости территорий. М.: Академия естествознания, 2009. 137 с.
10. Олькова А. С., Санникова Е. А. Разработка и апробация метода оценки токсичности водных сред по двигательной активности *Daphnia magna* Straus // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 1. (28–29 апреля 2016 г.). Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 386–390.
11. Benedetti M. F., Miln C. J., Kinniburgh D. G., Van Riemsdijk W. H., Koopal L. K. Metal ion binding to humic substances: Application of the non-ideal competitive adsorption model // Environmental Science and Technology. 1995. V. 29. № 2. P. 446–457.
12. Анисимов В. С., Кочетков И. В., Круглов С. В., Алексахин Р. М. Влияние органического вещества на параметры селективной сорбции кобальта и цинка почвами и выделенными из них илистыми фракциями // Почвоведение. 2011. № 6. С. 675–684.

## ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ МЕТОДОМ ВЫДЕЛЕНИЯ ИЗ НЕЁ ФАГОВ

Г. Р. Садртдинова, Л. П. Пульчеровская, Д. А. Васильев, С. Н. Золотухин  
Ульяновская государственная сельскохозяйственная академия,  
sadrtdinova-guzlik@rambler.ru

Микроорганизмы семейства *Enterobacteriaceae* являются представителями естественной микрофлоры кишечника человека, животных, насекомых и попадают в окружающую среду вместе с продуктами их жизнедеятельности. Они обладают высокой адаптационной устойчивостью, являясь частыми контаминантами воды открытых водоемов, почвы, продуктов питания. Их обнаружение во внешней среде используют как индикатор фекального загрязнения (санитарно-показательные микроорганизмы) (Евтеева, 2007).

Представители таксономической группы *Klebsielleae* (*Klebsiella*, *Hafnia*, *Serratia*, *Enterobacter*) часто имеют один и тот же ареал распространения, и, следовательно, выделяются совместно. Необходимо учитывать, что они являются возбудителями смешанных инфекций, поэтому быстрый санитарный контроль таких мест крайне необходим (Речкин, 2008; Евтеева, 2005). Выделение специфических фагов и разработка на их основе диагностического препарата – является одним из путей решения задачи по предотвращению вспышек кишечных инфекций, вызванных микроорганизмами данной группы.

Цель исследования заключалась в освоении метода выделения и селекции бактериофагов, активных в отношении бактерий, входящих в группу *Klebsielleae* и являющихся возбудителями заболеваний кишечной этиологии.

Объектом исследования служили пробы песка, отобранные из различных мест активного пребывания человека (песочницы на детских площадках – 7 проб, песок с действующих пляжей – 3 пробы). Штаммы, использованные в исследованиях, были получены из музея кафедры МВЭиВСЭ Ульяновской ГСХА – *K. oxytoca* ATCC 8724, *K. oxytoca* 26, *S. marcescens* ATCC 13800, *S. liquefaciens* 16, *E. cloacae* 397, *E. aerogenes* 654. При проведении работ применяли методы выделения бактериофагов – методы выделения фагов из объектов внешней среды, разработанные С. Н. Золотухиным, Л. П. Пульчеровской, Е. Н. Пожарниковой, Н. П. Катмаковой, Е. А. Ляшенко, Г. Р. Садртдиновой (Садртдинова, 2015).

В условиях лаборатории пробу навеской в 10 г суспензировали стерильным физиологическим раствором. В колбу, содержащую стерильный мясопептонный бульон в количестве 50 мл, вносили 10 мл исследуемого материала и по 0,5 мл всех изучаемых штаммов – *K. oxytoca* ATCC 8724, *K. oxytoca* 26, *S. marcescens* ATCC 13800, *S. liquefaciens* 16, *E. cloacae* 397, *E. aerogenes* 654. Таким образом, каждая проба испытывалась на наличие фагов ко всем имеющимся культурам бактерий: *K. oxytoca* ATCC 8724, *K. oxytoca* 26, *S. marcescens* ATCC 13800, *S. liquefaciens* 16, *E. cloacae* 397, *E. aerogenes* 654.

Данную колбу помещали в термостат и инкубировали в течение 5 суток при 37 °С (Пульчеровская, 2002; 2004).

После этого содержимое колбы разливали в стерильные пробирки, центрифугировали при 3000 об/мин (2–3 минуты). Полученные пробы исследовали методом агаровых слоев по Грациа. Чашки ставили в термостат на 18–20 часов при 37 °С. По истечению времени инкубации чашки просматривали на наличие видимых зон лизиса (рис. 1).

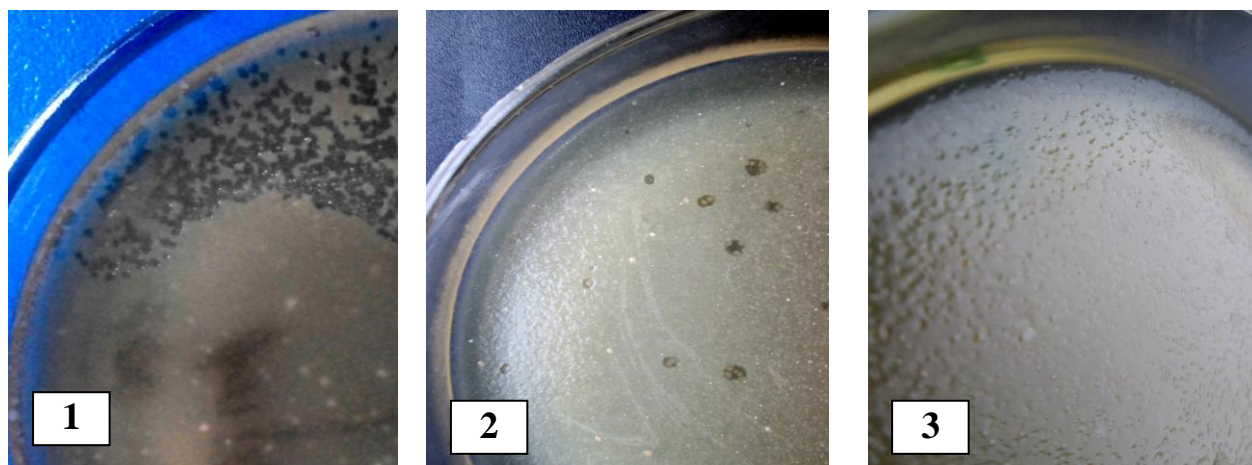


Рис. 1. Образование негативных колоний (проба № 3):

1) *K. oxytoca* ATCC 8724, 2) *S. marcescens* ATCC 13800, 3) *E. cloaceae* 397

В таблице 1 указаны пробы, исследование которых выявило наличие фагов.

Таблица 1

**Выделение бактериофагов трибы *Klebsiellae* из объектов внешней среды**

№ п/п	Исследуемый штамм	Исследуемая проба									
		№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 7	№ 8	№ 9	№ 10
1	<i>K. oxytoca</i> ATCC 8724	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–
2	<i>K. oxytoca</i> 26	+	–	+	–	–	–	–	+	–	+
3	<i>S. marcescens</i> ATCC 13800	+	+	+	–	+	–	+	–	–	+
4	<i>S. liquefaciens</i> 16	+	–	+	–	–	–	+	+	–	+
5	<i>E. cloaceae</i> 397	+	–	+	–	–	–	–	+	–	+
6	<i>E. aerogenes</i> 654	–	+	+	–	–	–	+	–	–	–

Примечание: + наличие негативных колоний; – отсутствие негативных колоний.

Наличие негативных колоний или зон лизиса на газоне роста индикаторной культуры свидетельствовало о присутствии в исследуемом материале бактериофага. В результате проведенных исследований, было выделено 7 бактериофагов (название фагов дано по номеру пробы, T<sub>v</sub>-бактериофаг, активный в отношении трибы V): T<sub>v</sub>-1-2-УГСХА., T<sub>v</sub>-1-3-УГСХА, T<sub>v</sub>-1-4-УГСХА, T<sub>v</sub>-1-5-УГСХА, T<sub>v</sub>-2-3-УГСХА, T<sub>v</sub>-2-6-УГСХА, T<sub>v</sub>-3-1-УГСХА, T<sub>v</sub>-3-2-УГСХА, T<sub>v</sub>-3-3-УГСХА, T<sub>v</sub>-3-4-УГСХА, T<sub>v</sub>-3-5УГСХА,

T<sub>v</sub>-3-6-УГСХА, T<sub>v</sub>-5-УГСХА, T<sub>v</sub>-7-3-УГСХА, T<sub>v</sub>-7-4-УГСХА, T<sub>v</sub>-7-6-УГСХА, T<sub>v</sub>-8-2-УГСХА, T<sub>v</sub>-8-4-УГСХА, T<sub>v</sub>-8-5-УГСХА, T<sub>v</sub>-10-2-УГСХА, T<sub>v</sub>-10-3-УГСХА, T<sub>v</sub>-10-4-УГСХА, T<sub>v</sub>-10-5-УГСХА.

Таким образом, из одной и той же пробы (№ 1, № 2, № 3, № 5, № 7, № 8, № 10) были выделены фаги, активные в отношении различных видов бактерий. Определение видовой специфичности бактериофагов проводили нанесением капли на газон культуры. Для этого на поверхность МПА в чашках Петри наносили 0,4 мл 18-ти часовой исследуемой культуры: *K. oxytoca* ATCC 8724, *K. oxytoca* 26, *S. marcescens* ATCC 13800, *S. liquefaciens* 16, *E. cloacae* 397, *E. aerogenes* 654. Бактериальную культуру растирали равномерно шпателем по поверхности среды для получения газона. На дне чашек отмечали сектора. После подсушивания газона культуры в термостате на поверхность среды наносили капли изучаемых бактериофагов (по каждой пробе) и наклоняли чашки, чтобы капли стекли. Каждый сектор используется для одного фага. В качестве контроля наносили каплю стерильного МПБ (Пульчеровская, 2004). Было выявлено 4 фага – T<sub>v</sub>-1-УГСХА, T<sub>v</sub>-3-УГСХА, T<sub>v</sub>-8-УГСХА, T<sub>v</sub>-10-УГСХА. Отобранные фаги проявили активность в отношении всех видов бактерий, входящих в трибу: *K. oxytoca* ATCC 8724, *K. oxytoca* 26, *S. marcescens* ATCC 13800, *S. liquefaciens* 16, *E. cloacae* 397, *E. aerogenes* 654.

Дальнейшее изучение способности лизиса бактерий под действием фагов, уже с учетом устойчивости к тому или другому фактору, было связано с четырьмя фагами (T<sub>v</sub>-1-УГСХА, T<sub>v</sub>-3-УГСХА, T<sub>v</sub>-8-УГСХА, T<sub>v</sub>-10-УГСХА). Для этого изучаемые штаммы сплошным газоном высевали на 1,5%-ный мясопептонный агар. Каждая из чашек была разделена на два сектора, на которых, соответственно, проверялась устойчивость фага к хлороформу или температуре (Садртдинова, 2015). На каждый из секторов с края чашки капнули фагом и дали стечь капли, тем самым образуя своего рода дорожку, которая в случае лизогении культуры образует прозрачную область по всей длине стекания. Результаты исследования представлены в таблице 2.

Дальнейшие исследования были связаны с селекцией бактериофагов и повышением их литической активности. Для этого проводили 4-кратное пассирование изолятов фагов с индикаторной культурой, засеянных методом агаровых слоев, с периодическим пересевом типичных для данного изолята негативных колоний до получения популяции вирусов, имеющих однородные негативные колонии и стабильно высокий титр (по методике предложенной И. М. Габриловичем (1992), Л. П. Пульчеровской (2004), С. Н. Золотухиным (2007), Е. А. Ляшенко (2014)) (Садртдинова, 2016).



**Результаты определения лизиса у штаммов бактерий триба *Klebsiellae* под действием хлороформа и температуры**

Исследуемый штамм	Исследуемый бактериофаг							
	T <sub>v</sub> -1-УГСХА		T <sub>v</sub> -3-УГСХА		T <sub>v</sub> -8-УГСХА		T <sub>v</sub> -10-УГСХА	
	t (60 °C)	хл (10%)	t (60 °C)	хл (10%)	t (60 °C)	хл (10%)	t (60 °C)	хл (10%)
<i>K. oxytoca</i> ATCC 8724	+	–	+	–	+	–	+	–
<i>K. oxytoca</i> 26	+	–	+	–	+	–	+	–
<i>S. marcescens</i> ATCC 13800	–	+	–	+	–	+	–	+
<i>S. liquefaciens</i> 16	–	+	–	+	–	+	–	+
<i>E. cloacae</i> 397	+	–	+	–	+	–	+	–
<i>E. aerogenes</i> 654	+	–	+	–	+	–	+	–

Примечание: + наличие зон лизиса; – отсутствие зон лизиса.

Готовили разведение выделенного фага в МПБ от  $10^{-6}$ – $10^{-9}$ . После 20-ти часового инкубирования, отвивали бактериологической петлей одну негативную колонию, расположенную изолированно от других и помещали в пробирку с МПБ, туда же вносили 20-ти часовую бульонную культуру индикаторных штаммов в количестве 0,2 мл. Одновременно ставили МПБ с индикаторной культурой без фага (контроль). Пробирки культивировали при 37 °C в течение 4 часов (с наблюдением за изменениями каждый час). В случае появления изменений (просветление опытной пробирки по сравнению с контрольной), полученный фаголизат обрабатывали хлороформом (фаги активные в отношении штаммов *S. marcescens* ATCC 13800, *S. liquefaciens* 16) и температурой (фаги активные в отношении *K. oxytoca* ATCC 8724, *K. oxytoca* 26, *E. cloacae* 397, *E. aerogenes* 654) в течение 30 минут и исследовали методом агаровых слоев (рис. 2).



Рис. 2. Пассирование фага, активного в отношении *K. oxytoca* ATCC 8724 (слева направо: I, II, III, IV)

В ходе исследования, в каждом случае отбирали идентичную исходной негативную колонию и пассировали. Проводили до четырех пассирований, после этого селекцию считали законченной.

Таким образом, в результате проведенных исследований из изученных объектов окружающей среды (пробы песка) нами была выделена ассоциация вирулентных штаммов фагов Tv-1-УГСХА, Tv-3-УГСХА, Tv-8-УГСХА, Tv-10-УГСХА, активные в отношении различных видов, входящих в трибу *Klebsiellae*: *K. oxytoca*, *S. marcescens*, *S. liquefaciens*, *E. cloacae*, *E. aerogenes*. Результаты исследования позволяют подтвердить первоначальное предположение о частом совместном распространении бактерий родов *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Serratia* в однотипных природных ареалах. Данные исследования указывают на возможность использования предполагаемого метода работы с родственными бактериофагами для целей быстрой санитарной оценки изучаемых объектов по искомым бактериям одной трибы.

### Литература

Евтеева Н. И., Речкин А. И. Экологические аспекты существования энтеробактерий // Современные проблемы медицинской микробиологии. Материалы Всерос. науч. конф. / Под ред. А. П. Щербо, В. Д. Бадикова, В. Г. Кубася. СПб.: ГНУ ИОВ РАО, 2007. С. 188–189.

Евтеева Н. И., Речкин А. И. Энтеробактерии в ближайшем окружении человека // Популяции в пространстве и во времени. Сб. материалов VIII Всерос. популяцион. семинара. Н. Новгород, 2005. С. 89–91.

Пульчеровская Л. П. Выделение и изучение основных биологических свойств бактериофагов *Citrobacter* и их применение в диагностике: Дис. ... канд. биол. наук. Саратов, 2004. С. 88–89.

Пульчеровская Л. П., Золотухин С. Н., Васильев Д. А. Выделение и селекция бактериофагов рода *Citrobacter* // Вестник ветеринарии. Вып. V. Оренбург, 2002. С. 85–88.

Речкин А. И., Евтеева Н. И. Микроорганизмы семейства *Enterobacteriaceae* в природных сообществах // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2008. Т. 1. С. 222–225.

Садртдинова Г. Р. Селекция выделенных клонов бактериофагов, активных к *Klebsiella oxytoca* // Аграрная наука и образование на современном этапе развития: опыт, проблемы и пути их решения. Материалы VII Междунар. науч.-практ. конф. Ульяновск: УГСХА, 2016. Т. III. С. 266–269.

Садртдинова Г. Р., Золотухин С. Н., Васильев Д. А. Сравнительная эффективность методов выделения бактериофагов *Klebsiella oxytoca* // Вестник Ульяновской государственной сельскохозяйственной академии. 2015. № 4 (32). С. 68–72.

# МОДЕЛИРОВАНИЕ ГЕНОТОКСИЧЕСКОГО ЭФФЕКТА ЖЕЛЕЗО-МОЛИБДЕНОВЫХ НАНОКЛАСТЕРНЫХ ПОЛИОКСОМЕТАЛЛАТОВ И ПРОДУКТОВ ИХ РАСПАДА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЛИНИЙ ДИКОГО ТИПА *D. MELANOGASTER*

*С. В. Шихова, К. В. Гржегоржевский, И. Д. Гагарин*  
*Уральский федеральный университет, Simigr@yandex.ru*

Нанокластерные полиоксометаллаты (ПОМ) со структурой букибола являются перспективным средством адресной доставки лекарственных веществ в организм человека. Структура букибола, имеющая внутреннюю полость и «окна», даёт возможность нанокластерам обратимо поглощать различные органические соединения (Остроушко и др., 2011). ПОМ растворимы в воде, способны образовывать комплексы и ассоциаты с поверхностно активными веществами, водорастворимыми полимерами, а так же, вероятно, с лекарственными веществами (Остроушко и др., 2010). Данные нанокластеры обладают высокой способностью проникать через мембраны клеток (Остроушко и др., 2014).

С целью исследования возможности практического применения систем адресной доставки лекарственных веществ на основе нанокластера  $Mo_{72}Fe_{30}$  актуальным является изучение вопроса их безопасности для живого организма (Остроушко, 2011, 2014). Нанокластерные ПОМ  $Mo_{72}Fe_{30}$  растворимы в полярных средах и способны проявлять слабокислотные свойства, за счет депротонирования поверхностных групп  $Fe(H_2O)_3$ . В области малых концентраций при длительном хранении возможна деструкция ПОМ с образованием более простых соединений молибдена и железа. Ранее было показано, что ПОМ  $Mo_{72}Fe_{30}$ , а так же продукты его распада не аккумулируются в различных органах млекопитающих, таких как печень, почки, кости, однако проявляют токсичность по отношению к гепатоцитам и канальцам почек, вызывая локальное воспаление (Остроушко и др., 2010).

Тем не менее, научный интерес представляет исследование так называемого генотоксического эффекта нанокластера и продуктов его распада. Авторами данной работы под термином генотоксический эффект подразумевается влияние исследуемого вещества на функционирование генов, на уровне надгенных механизмов (например, активности мобильных генетических элементов, влияние изменения микроокружения на работу генов, а именно экспрессивность и пенетрантность). Для выявления генотоксического эффекта представляется перспективной модель, основанная на изучении изменения работы летальных генов (Шихова, 2015; Antosyuk et al., 2010).

В ходе работы был разработан и использован метод моделирования генотоксического эффекта железо-молибденовых нанокластерных полиоксометаллатов, а так же продуктов их распада, с использованием учёта плодовитости, а так же ранних и поздних эмбриональных и постэмбриональных леталей у *D. melanogaster*.

Образцы полиоксометаллата  $Mo_{72}Fe_{30}$ : были предоставлены сотрудниками Уральского федерального университета им Б. Н. Ельцина: А. А. Остроушко, И. Д. Гагариным, К. В. Гржегоржевским.

В данном исследовании использовались следующие линии дикого типа *D. melanogaster*: 1) линия дикого типа «Oregon R» – лабораторная линия; 2) линия дикого типа «Джованни» – природная линия (г. Екатеринбург).

Образцы полиоксометаллата  $Mo_{72}Fe_{30}$  вносились в среду Альтерстона (полусинтетическая среда для выращивания дрозофилы, содержащая глюкозу, дрожжи и агар-агар) в трёх различных концентрациях (температура среды была  $\sim 45\text{ }^{\circ}\text{C}$ ): контроль ( $S_0$ ) = 0 М;  $S_1=2\cdot 10^{-4}$  М;  $S_2=1\cdot 10^{-6}$  М;  $S_3=1\cdot 10^{-7}$  М.

Необходимые линии дрозофилы содержались в банках для массовых кладок, с агаровыми пластинами на дне. Личинки первого возраста помещались на среду, содержащую полиоксометаллат в соответствующей концентрации, где они претерпевали весь цикл развития вплоть до вылета имаго, при температуре  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Таким образом, изучаемый нанокластер вводился с пищей, в течение 3–5 дней развития личинок. Полученные в ходе возможной деструкции продукты распада полиоксометаллата  $Mo_{72}Fe_{30}$  так же поступали в пищу личинок.

Для изучения средней индивидуальной плодовитости (СИП) нами было использовано 30 индивидуальных культур на протяжении 11 дней. Полученные яйца от каждой пары особей помещались на агаровые пластинки. Через пять дней, после откладки яиц, изучалась частота эмбриональных леталей. С этой целью подсчитывалось количество неразвившихся яиц, которые подразделялись на две категории: яйца бурого цвета – поздние эмбриональные летали (ПЭЛ), яйца белого цвета – ранние летали и неоплодотворенные яйца (РЭЛ).

Постэмбриональные летали (личиночные и куколочные) определялись путём прямого подсчёта числа неразвившихся личинок и куколок в рамках метода, разработанного в лаборатории экологической генетики УрФУ.

Полученные данные обрабатывались в программе Statistica 13.0, методом парного сравнения с контролем, с использованием Т-критерия Стьюдента, при уровне значимости  $P < 0,05$ .

Линии дикого типа «Oregon R» и «Джованни» не обнаруживают достоверного изменения плодовитости в ходе получения с пищей полиоксометаллата  $Mo_{72}Fe_{30}$ . Можно утверждать, что нанокластер  $Mo_{72}Fe_{30}$  и продукты его деструкции не влияют на половую физиологию и фертильность взрослых мух. Было установлено достоверное повышение ранних и поздних эмбриональных леталей. Как видно из графиков (рис. 1–2), линии дикого типа «Oregon R» и «Джованни» по-разному реагируют на химический стресс ввиду генетических различий. Генотоксический эффект нанокластерного полиоксометаллата  $Mo_{72}Fe_{30}$  и возможных продуктов его деструкции на ранних стадиях развития более выражен, чем на поздних.

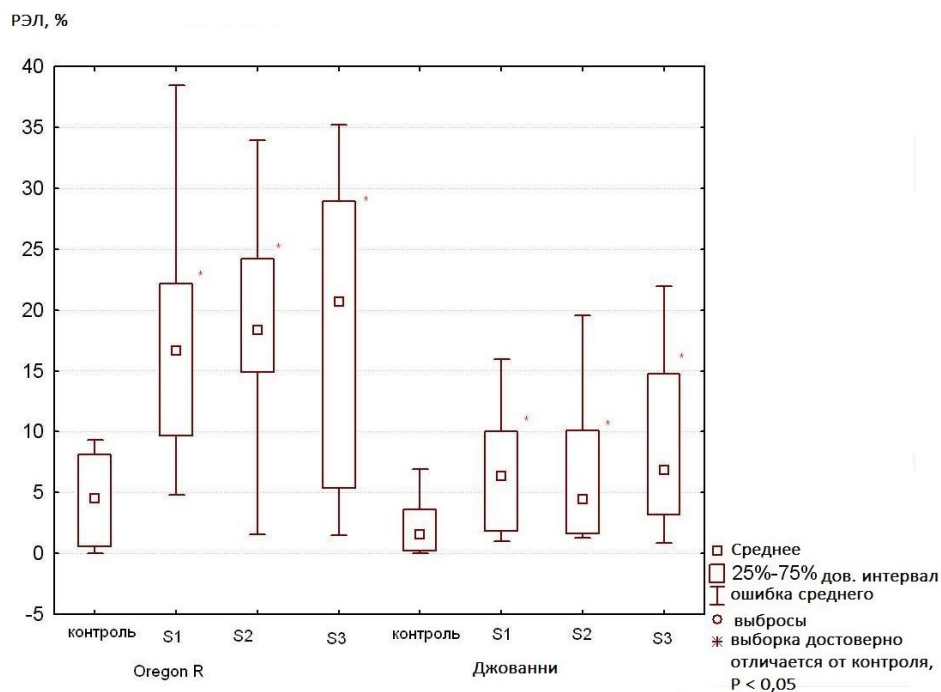


Рис. 1. Ранние эмбриональные летали линий дикого типа «Oregon R» и «Джованни» в контроле и после введения в питательную среду нанокластерного полиоксометаллата  $Mo_{72}Fe_{30}$  в трёх различных концентрациях

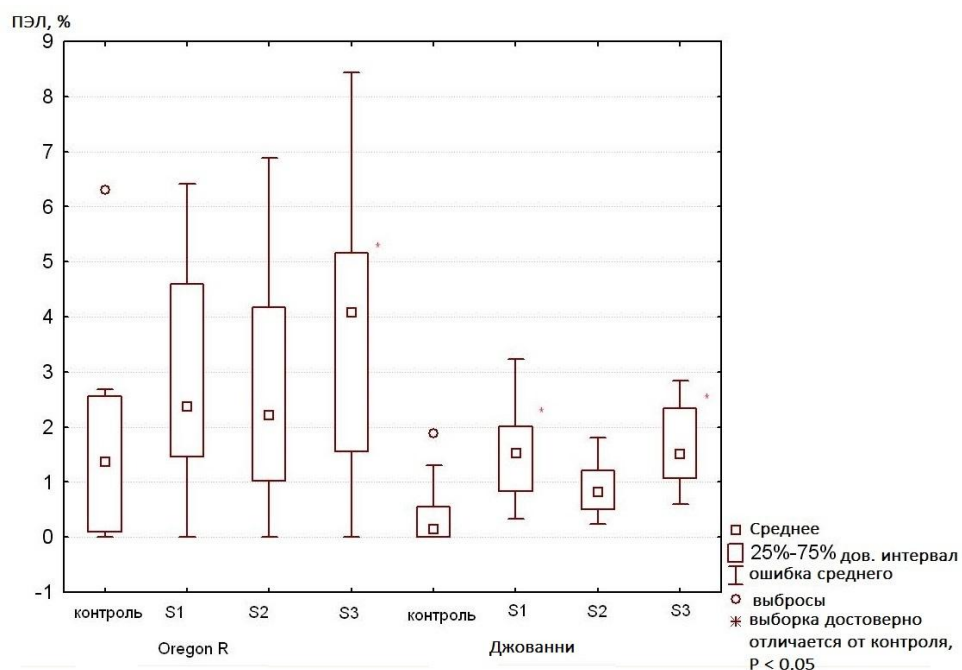


Рис. 2. Поздние эмбриональные летали линий дикого типа «Oregon R» и «Джованни» в контроле и после введения в питательную среду нанокластерного полиоксометаллата  $Mo_{72}Fe_{30}$  в трёх различных концентрациях

Кроме того, не было обнаружено достоверного увеличения куколочных и личиночных постэмбриональных леталей. Таким образом, можно сделать вывод, что для ПОМ  $Mo_{72}Fe_{30}$  и продуктов его распада наблюдается проявление

ние генотоксического эффекта. Однако, из-за деструкции  $\text{Mo}_{72}\text{Fe}_{30}$  в организме личинки и быстрого выведения ПОМ из него, нанокластеры не оказывают существенного влияния на функционирование генов более поздних стадий развития.

Разработанный в лаборатории экологической генетики метод моделирования генотоксического эффекта с использованием линий дикого типа *D. melanogaster* показал, что нанокластерный полиоксометаллат  $\text{Mo}_{72}\text{Fe}_{30}$  и продукты его распада обладают выраженным генотоксическим эффектом на ранние стадии развития дрозофилы.

### Литература

Остроушко А. А. и др. Исследование возможности введения железо-молибденовых букиболов в организм методом электрофореза // Российские нанотехнологии. 2014. Т. 9. № 9. С. 83–87.

Остроушко А. А. и др. Оценка безопасности железо-молибденовых нанокластерных полиоксометаллатов, предназначенных для адресной доставки лекарственных веществ // Вестник Уральского медицинского академического университета. 2011. Т. 34. № 2. С. 107–110.

Остроушко А. А., Тонкушина М. О., Мартынова Н. А. Особенности явлений массового электропереноса в системах, содержащих нанокластерные полиоксометаллаты молибдена со структурой фуллерена // Журн. физ. Химии. 2010. Т. 84. № 6. С. 1135–1140.

Шихова С. В. Генотоксический эффект аминоптерина и метотрексата на фертильность *Drosophila melanogaster* // Механизмы устойчивости и адаптации биологических систем к природным и техногенным факторам. Киров, 2015. С. 257–261.

Antosyuk O. N. et al. The influence of Methotrexate on instability of genome of *Drosophila melanogaster* 2010 // *Drosophila in the experimental genetics and biology. The 2<sup>nd</sup> International conference. Theses. Odessa, 6–10 September 2010. P. 17–20.*

## ФОЛИАРНАЯ ОБРАБОТКА КУКУРУЗЫ (*ZEA MAYS* L.) ДИСПЕРСИЯМИ НАНОСЕРЕБРА ПРИ ЕЕ КУЛЬТИВИРОВАНИИ НА ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЕ

*П. С. Королёв, Н. В. Верховцева, Е. Б. Пашкевич*  
*Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова*

Новое направление в науке – нанотехнологии, активно внедряется во многие отрасли деятельности, например, в медицину, фармакологию и в сельское хозяйство. С развитием человеческого общества увеличиваются темпы потребления качественной сельскохозяйственной продукции, а поэтому аграрному производству требуется интеграция достижений науки в сельское хозяйство. В настоящее время биогенные металлы в коллоидном состоянии находят разнообразное применение для повышения качества и урожайности сельскохозяйственных культур. Наночастицы (НЧ) серебра обладают меньшей токсичностью и более пролонгированным действием по сравнению с ионным серебром (Бугара, 2015). Однако потенциальная токсичность наносеребра может проявляться при увеличении концентрации или неправильном использовании различных препаратов, что может негативно сказаться на рас-

тительном материале или здоровье человека. Так при проникновении наночастиц в ядра клеток происходит повреждение ДНК и дефекты в хромосомах. Изучение влияния НЧ серебра на высшие растения, в первую очередь, связано с их токсическим действием при высоких концентрациях. Так, известно, что при концентрации 0,5 г/л серебро подавляет рост корней и надземной массы у кукурузы, уменьшает содержание белка и ДНК в ней. Кроме того, сделаны отдельные выводы о роли НЧ серебра на физиолого-биохимические процессы в растении. Поэтому неполная изученность направлений применения наносеребра в сельском хозяйстве послужила основой для выбора темы нашей работы.

*Цель работы.* Изучить воздействие фоллиарной обработки кукурузы (*Zea mays* L.) дисперсиями НЧ серебра на некоторые биохимические показатели растений. В своем исследовании мы искали ответ на следующие вопросы: 1) какие показатели растительного организма могут служить целям индикации величины воздействия НЧ серебра; 2) токсично ли серебро для растений кукурузы и какова концентрация НЧ серебра, при которой эта токсичность проявляется; 3) существует ли метаболическая связь между серебром и макро- и микроэлементами.

*Задачи работы.* Провести фоллиарную обработку растений кукурузы на ранних стадиях ее развития дисперсией НЧ серебра. Оценить влияние фоллиарной обработки НЧ серебра: на содержание хлорофилла и активность каталазы, как показателей устойчивости растений к возможным токсичным проявлениям НЧ серебра. Изучить воздействие дисперсий серебра на концентрацию некоторых микроэлементов (цинка и марганца), а также серебра в растении.

*Объекты исследования.* Объектами исследования были дисперсии НЧ серебра разной концентрации, стабилизированные амфотерным поверхностно-активным веществом – талловым амфополикарбоксихлоридом натрия (ПАВ); дерново-подзолистая почва, используемая в сельском хозяйстве, и эта же почва, не используемая для интенсивного земледелия; растительным объектом была кукуруза (*Zea mays* L.). В образцах растений определяли каталазную активность (Плешков, 1968), содержание хлорофилла (Смашевский, 2011) и макро- (Практикум по агрохимии, 2001) и микроэлементов (методом ИСП).

*Схема опыта* по фоллиарной обработке растений дисперсиями НЧ состояла из пяти вариантов, как для освоенной почвы, так и для целинной: 1 – контроль (растения обрабатывали дистиллированной водой), 2 – обработка ПАВ, 3 – ПАВ + Ag 17 мг/л, 4 – ПАВ + Ag 50 мг/л, 5 – ПАВ + Ag 100 мг/л. Обработку растений проводили раз в неделю, всего провели 4 обработки, начиная с момента появления листьев. При некорневой обработке растений предохраняли поверхность почвы от попадания на нее дисперсии НЧ. Растения кукурузы выращивали до фенологической фазы пятого листа, после чего биомассу убирали и использовали для анализа.

*Результаты.* Агрохимическая характеристика почвы в вегетационном опыте показала ее высокую обеспеченность фосфором. Содержание калия

было разным и в освоенной почве было высоким, а в неосвоенной – низкое и среднее. Содержание ионов аммония было выше на освоенной почве (табл.). Неосвоенная почва характеризовалась низкими значениями рН. Таким образом, почва, находящаяся в сельскохозяйственном использовании по агрохимическим показателям, была более плодородной. Следовательно, обработка растений дисперсиями НЧ серебра была проведена при выращивании кукурузы на почве разного уровня обеспеченности питательными элементами.

Таблица

**Содержание основных доступных растениям макроэлементов в почве, мг/кг**

Варианты опыта		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Контроль	Целинная	49	241	43
	Освоенная	54	1125	162
ПАВ	Целинная	55	323	59
	Освоенная	169	951	176
ПАВ + Ag 17 мг/л	Целинная	52	274	35
	Освоенная	106	1059	158
ПАВ + Ag 50 мг/л	Целинная	55	232	37
	Освоенная	101	1540	162
ПАВ + Ag 100 мг/л	Целинная	55	324	43
	Освоенная	75	1077	138

По показателю активности каталазы на основании полученных данных было показано, что растения кукурузы, обработанные водной дисперсией ПАВ и дисперсиями наночастиц с разной концентрацией серебра значительно отличаются от растений, выращенных в контрольном варианте, где активность каталазы выше. Минимальная активность каталазы была в растениях, выросших как на неосвоенной почве, так и на освоенной в варианте опыта ПАВ + Ag 17. Следовательно, можно сделать вывод по показателю каталазной активности вегетативных органов кукурузы о нетоксичности водной дисперсии, содержащей НЧ серебра в концентрации 17 мг/л, так как снижение каталазной активности свидетельствует о дезактивации стрессового фактора. Сравнительная оценка влияния уровня питательной ценности почвы на каталазную активность выращенной на ней кукурузы показала, что дополнительная обработка дисперсиями была более «агрессивной» на целинной почве. Косвенно повышение стрессовой нагрузки можно связать с существенным повышением содержания таких микроэлементов как цинк и марганец, которые, как известно (Физиология растений, 2005), входят в состав супероксиддисмутаза – ферментов, которые дезактивируют активные формы кислорода, то есть снижают стрессовую нагрузку на растение.

Так, содержание марганца варьировало от 37 до 252 мг/кг. Можно предположить, что кукуруза не испытывала дефицит этого элемента, так как для этой культуры его оптимальное содержание составляет от 21 до 197 мг/кг. Отмечено увеличение концентрации марганца в контрольном варианте, в ва-



рианте ПАВ и в варианте ПАВ + Ag 17, выращиваемых на целинной почве. В растениях, возделываемых на освоенной дерново-подзолистой почве, содержание марганца заметно снижалось, примерно в шесть раз, и было максимальным в варианте ПАВ (58 мг/кг). В остальных вариантах оно колебалось от 31 до 38 мг/кг. Снижение концентрации марганца в почвах с ПАВ является следствием проведенного известкования освоенной дерново-подзолистой почвы и дальнейшего увеличения значений pH (6,86).

Концентрация цинка в биомассе кукурузы была от 17 до 435 мг/кг. В среднем она была больше в вариантах на целинной почве и закономерно увеличивалась в зависимости от используемой дисперсии, максимум был отмечен в варианте ПАВ + 100 Ag. В растениях на окультуренной почве содержание цинка было меньше, за исключением варианта ПАВ (435 мг/кг).

Общее содержание хлорофилла после проведения обработки водными дисперсиями в растении увеличилось только на освоенной почве в вариантах опыта ПАВ + Ag 17 и ПАВ + Ag 50, а при увеличении Ag до 100 мг/л наблюдалось значимое снижение количества хлорофилла.

Обработка водными дисперсиями НЧ серебра повлияла на содержание калия и фосфора в растениях кукурузы: уменьшение содержания произошло в вариантах ПАВ + 100 Ag по сравнению с вариантами контроль и ПАВ + 17 Ag. Содержание азота в растениях всех вариантов опыта не изменялось, наблюдались незначительные колебания.

На основании проведенной работы можно сделать следующие выводы. При изучении влияния фолитарной обработки водными дисперсиями НЧ серебра информативными и чувствительными биохимическими показателями отклика растений является каталазная активность (снижена при нетоксичной концентрации), содержание микроэлементов цинка и марганца (увеличение в 3–4 раза на почве с низким плодородием), общее содержание хлорофилла. Однако, увеличение содержания хлорофилла наблюдается только на освоенной почве (достаточно плодородной) в вариантах опыта с невысокими концентрациями серебра в дисперсиях (ПАВ + Ag 17 и ПАВ + Ag 50). При дальнейшем увеличении концентрации НЧ серебра происходило снижение количества хлорофилла.

В растениях кукурузы на освоенной почве после обработки водными дисперсиями НЧ серебра содержание основных макроэлементов не изменилось в контроле и в варианте опыта с невысоким содержанием серебра (ПАВ + Ag 17). В варианте с высоким содержанием НЧ серебра (ПАВ + 100 Ag) произошло снижение содержания фосфора и калия почти в два раза, что позволяет характеризовать транспорт этих элементов как чувствительный процесс к токсичным концентрациям НЧ серебра.

Содержание серебра в растениях было максимальным в варианте ПАВ + Ag 50 при выращивании на почвах двух уровней окультуренности. Дальнейшее увеличение концентрации НЧ серебра в водной дисперсии не приводило к возрастанию содержания серебра в растениях, что свидетельствует о существовании барьера в растении к повышенным концентрациям НЧ серебра.

### Литература

Бугара И. А., Жалдак С. Н., Трускавецкий Р. В. Особенности влияния композиции наносеребра на процессы морфогенеза в культуре картофеля *in vitro* // Science Time. 2015. № 11 (23). С. 87–91.

Практикум по агрохимии / Под ред. В. Г. Минеева. М.: МГУ, 2001. 689 с.

Физиология растений / Под ред. И. П. Ермакова. М.: Издательский центр Академия, 2005. 640 с.

## ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ *TILIA CORDATA* MILL. И СОСТАВА ЧЛЕНИСТОНОГИХ ФИЛЛОФАГОВ В УСЛОВИЯХ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ

**Н. В. Турмухаметова**

Марийский государственный университет, *bonid@mail.ru*

Зеленые древесные насаждения являются важным средообразующим фактором городов. Изучение состояния и адаптации растений к условиям городской среды, а также закономерностей сложения комплексов насекомых-дендробионтов, представляет научный интерес.

Цель работы – изучить состояние особей липы сердцевидной (*Tilia cordata* Mill.) по морфо-анатомическим признакам листового аппарата и установить видовой состав членистоногих филлофагов, обитающих в ее кронах, в различных экологических условиях.

Исследования были проведены в 2009–2012 гг. в г. Йошкар-Оле Республики Марий Эл. Материал собирали в точках, характеризующихся различной степенью загрязнения атмосферы промышленно-транспортными выбросами – в градиенте от наименьшего до среднего загрязнения. Изучались деревья среднего возраста онтогенетического состояния. В работе использовали стандартные морфо-анатомические, популяционно-онтогенетические, эколого-энтомологические методы, методы определения видов насекомых и клещей по характерным повреждениям листьев (Серебряков, 1952; Федорова, Никольская, 2003; Цуриков, 2004).

Ранее было установлено, что в относительно чистых условиях среды обитания у *T. cordata* линейный прирост побегов и число метамеров уменьшаются по мере старения особей ( $P < 0,05$ ). У средневозрастных генеративных деревьев *T. cordata* в условиях среднего загрязнения среды и недостаточного почвенного минерального питания формируются короткие густо облиственные побеги с мелкими листьями (Турмухаметова, 2005). Однако при этом количество устьиц на единицу площади листа относительно высоко и не отличается от контрольных особей. В экологическом ряду усиления антропогенного влияния происходит уменьшение площади листьев. С увеличением количества устьиц на единицу площади листа *T. cordata* происходит усиление поглощения атмосферных токсикантов, что впоследствии отрицательно влияет на прирост побегов и размеры листовой пластинки.

Листья деревьев *T. cordata* в городских условиях покрыты пылью, зачастую имеют черный налет и более или менее повреждены: на листьях были отмечены некрозы и хлорозы. Анатомический анализ показал, что пятнистость некоторых листьев деревьев имеет грибковое происхождение. Одним из часто встречающихся заболеваний у особей *T. cordata* является темно-бурая пятнистость, возбудителем которой является несовершенный гриб *Cercospora microsora* Sacc. Мы попытались отдельно проанализировать листья *T. cordata*, повреждения которых не носят биотический характер. На таких листьях отмечены точечные некрозы, сосредоточенные, как правило, около жилок, а также хлороз, усыхание верхушки или краев листовой пластинки. Площадь повреждений листовой пластинки изученных деревьев *T. cordata* является слабой (0–5%). Наблюдаемые точечные повреждения листьев деревьев *T. cordata*, произрастающих в условиях города, могут быть как следствие контакта с атмосферными токсикантами, некрогенной защитной реакцией на проникновение патогенов, а также развиваться вследствие недостатка минеральных элементов.

Нами были также обнаружены следующие повреждения листьев липы сердцевидной насекомыми, их личинками и клещами: выгрызание, объедание, скелетирование, минирование и галлообразование. В среднем повреждения листьев зоогенной природы не превышают 10%, однако они возрастают в градиенте загрязнения среды промышленно-транспортными выбросами ( $P < 0,05$ ). Вероятно, в условиях антропогенного пресса деревья становятся ослабленными и чаще подвергаются нападениям членистоногих фитофагов.

Анализ собранного фаунистического материала (100 видов) позволил отнести 57% видов к фитофагам, 36% – к зоофагам, 7% – к пантофагам со смешанным питанием. Среди фитофагов на *T. cordata* доминируют Coleoptera (31%). Группа филлофагов с грызущим и сосущим ротовым аппаратом примерно одинакова (17 и 16%, соответственно). Среди жуков-листогрызов встречались представители следующих семейств: Curculionidae, Apionidae, Attelabidae, Elateridae, Chrysomellidae. Сосущими листья липы сердцевидной являются представители отряда Homoptera – Aphidoidea, Aphrophoridae, Cicadellidae, Membracidae; представители Hemiptera – Acanthosomatidae, Lygaeidae, Pentatomidae, Miridae, Scutelleridae. Небольшое число видов (по 6%) относится к минерам (Gracillariidae, Stigmellidae) и галлообразователям (Cecidomyiidae, Eriophyidae). Остальные фитофаги липы сердцевидной являются антофилами, карпофагами или эккрисотрофами.

С увеличением антропогенного пресса уменьшается видовое разнообразие членистоногих филлофагов липы сердцевидной, однако, при этом относительное обилие отдельных наиболее массовых вредителей листьев (тлей, клопов, галлиц и клещей) возрастает до 4–5 баллов по шкале Ю. А. Песенко (1982) ( $P < 0,05$ ). Ранее установлено, что в кронах городских насаждений *T. cordata* по сравнению с насаждениями в некоторых районах Республики Марий Эл в 1,6–2,0 раза уменьшается видовое разнообразие дендробионтов (Дорогова, Турмухаметова, 2014).

Большинство филлофагов *T. cordata* по образу жизни являются открытоживущими. Однако, в городской среде возрастает количество насекомых, ведущих скрытый или полускрытый образ жизни и формирующих защитные приспособления к загрязнению листьев (образование галлов, внутренних полостей на листьях, их скручивание), что можно рассматривать как адаптивный механизм. Аналогичные данные получены и для филлофагов березы повислой в этих же пунктах исследования (Турмухаметова, Александрова, 2015).

Деревья *T. cordata* в условиях г. Йошкар-Олы испытывают комплексное неблагоприятное воздействие специфического микроклимата городской среды, загрязнения атмосферы и почвы промышленно-транспортными выбросами. Таким образом, снижению ассимиляционной функции листовой пластинки *T. cordata* в условиях урбанизации способствуют уменьшение размеров побегов и листьев, повреждения на листьях, обусловленные зоогенным, микогенным и антропогенным факторами. Наиболее информативными индикаторными показателями состояния среды являются некоторые морфометрические признаки *T. cordata*: длина побега, количество и размеры листьев, наличие повреждений на листьях. Сокращение видового разнообразия членистоногих филлофагов и увеличение относительного обилия отдельных видов *T. cordata* может также свидетельствовать о неблагоприятности качества среды. Разнообразие видов и относительное обилие, соотношение экологотрофических групп членистоногих дендробионтов могут быть также использованы в качестве биоиндикационных показателей оценки качества окружающей среды.

### Литература

Дорогова Ю. А., Турмухаметова Н. В. Характеристика экологических условий местообитаний и консорциев *Tilia cordata* Mill. // Вестник Костромского государственного университета им. Н. А. Некрасова. 2014. № 7. С. 75–79.

Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 287 с.

Серебряков И. Г. Морфология вегетативных органов высших растений. М.: Советская наука, 1952. 391 с.

Турмухаметова Н. В. Особенности морфогенеза побегов и феноритмов *Betula pendula* Roth. и *Tilia cordata* Mill. в условиях городской среды: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Новосибирск, 2005. 19 с.

Турмухаметова Н. В., Александрова Е. С. Членистоногие фитофаги березы повислой // Принципы и способы сохранения биоразнообразия: материалы VI Всерос. науч. конф. с междунар. участием. Йошкар-Ола: Мар. гос. ун-т. 2015. С. 123–124.

Федорова А. И., Никольская А. Н. Практикум по экологии и охране окружающей среды: Учеб. пособие. М.: Гуманит. изд. центр ВЛАДОС, 2003. 288 с.

Цуриков М. Н. Гуманные методы исследования беспозвоночных // Запов. справа в Україні. 2004. Т. 9. Вып. 2. С. 52–57.

## ВЛИЯНИЕ МИНЕРАЛИЗОВАННЫХ РАСТВОРОВ НА ТЕСТ-ОРГАНИЗМЫ, ПРИМЕНЯЕМЫЕ ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД

*Е. А. Броницкая, В. В. Петраш*

*Научно-исследовательский институт промышленной и  
морской медицины Федерального медико-биологического агентства,  
spbism@mail.ru*

В биологических методах оценки уровня загрязнения природных вод в качестве тест-объектов используют организмы различных таксономических групп, обитающие в условно чистых водах определённой минерализации, либо адаптированные в лабораторных условиях к изменениям минерализации воды. На практике завышенная или заниженная минерализация среды обитания тест-организма может являться для него стресс-фактором и влиять на результат тестирования.

Целью работы являлось определение реакций ряда тест-организмов на воду различной степени минерализации и конформационных изменений молекул белка в минерализованной воде. В качестве базового испытуемого раствора использовали морскую воду (минерализация 35 г/л). Минерализацию исследуемых растворов изменяли их разбавлением дистиллированной водой в диапазоне от высокой минерализации (морская вода) до крайне низкой. Применялись растворы, содержащие 50, 25, 12,5, 6,25, 3,125, 1,56, 0,78, 0,39, 0,19% исходной пробы.

Апробировали тест-систему, составленную из представителей различных систематических групп разного уровня эволюционной зрелости и структуру белка (яичный белок ГОСТ Р 53155-2008). В качестве тест-организмов использовали семена *Lepidium sativum* L. фирмы «Аэлита», ГОСТ Р 52171-2003 (в стадии прорастания – гетеротроф), растения *Lemna minor* L. культура лабораторного разведения по ISO 20079:2005 (автотроф, обитающий на границе вода-воздух), люминесцентные бактерии тест-системы «Эколюм» фирмы «НВО Иммунотех» ТУ 6-09-20-236-01. Интенсивность биолюминесценции бактерий определяли на специализированном люминометре «Биотокс-10», ООО «Нера-С». Оптическую плотность приготовленных растворов с добавлением яичного белка в конечной концентрации 0,7% (регистрация конформационных превращений макромолекул) измеряли на спектрофотометре СФ – 2000 фирмы «ОКБ Спектрометр» (Финкельштейн, 2014; Лукьянов, 2006). Реакцию тест-организмов определяли по утверждённым методикам, принятым для экологического контроля (ПНД Ф..., 2004; ISO ..., 2005; ПНД Ф..., 2013).

По результатам эксперимента наилучшей для прорастания семян и наращивания массы проростков *L. sativum* была вода, содержащая 12,5% исходной пробы. При таком уровне разведения (12,5%) наилучшие показатели жизнедеятельности демонстрировал и тест-организм *L. minor*, но для этого

тест-организма благоприятной для жизнедеятельности оказалась и слабоминерализованная (практически пресная) вода, содержащая 0,39% исходной пробы. Тем не менее, в целом, при высоком разбавлении растворов связи концентрации и реакции вышеуказанных тест-организмов не наблюдалось.

Неразбавленная морская вода оказывала губительное влияние на оба растительных тест-организма, также негативно реагировали бактерии тест-системы «Эколюм», что проявлялось в резком уменьшении уровня их люминесценции. Оптическая плотность раствора белка в морской воде увеличилась относительно контроля, свидетельствуя о конформационных перестройках макромолекул.

Высокая минерализация незначительно разбавленной морской воды, как и ожидалось, также ингибировала рост тест-организмов *L. sativum* и *L. minor*. Люминесценция бактерий увеличивалась с уменьшением концентрации раствора до 12,5%, а затем начинала затухать, пропорционально уменьшению концентрации. Оптическая плотность приготовленных растворов с концентрациями 50, 25, 12,5 и 6,25% исходной пробы и добавлением яичного белка монотонно уменьшалась соответственно снижению их минерализации до концентрации 3,125%, при которой оптическая плотность раствора несколько повышалась с последующим снижением в более разбавленных растворах. В высоко разбавленных растворах (1,56, 0,78, 0,39, 0,19%) реакция растительных организмов не имела достоверных различий. Показатели люминесценции бактерий тест-системы «Эколюм» и оптическая плотность белка в этих высоко разбавленных растворах продолжали монотонно снижаться.

Таким образом, проведенное исследование позволило определить динамику реакций нескольких типов тест-организмов на уровень минерализации воды, что имеет значение при выборе тест-объектов для биотестирования и их адаптации к повышенной минерализации вод. Установлено, что в высоко разбавленных растворах присутствует нелинейная связь концентрации и реакции тест-организмов. Выявлено наличие благоприятных уровней разведения исходной пробы для *L. sativum* (12,5%) и для *L. minor* (12,5% и 0,39%). Разведение 12,5% также оказалось значимым для бактерий тест-системы «Эколюм», так как после достижения этого уровня при дальнейшем разведении растворов люминесценция снижалась. Для растворов белка изменение монотонности снижения величины оптической плотности выявлено при разведении 3,125% исходной пробы. На данный момент имеет место констатация факта наличия в динамике реакций специфических для каждого тест-объекта уровней минерализации растворов.

#### Литература

ISO 20079:2005. Тест на задержку роста ряски (*Lemna minor* L).

Лукиянов А. С. Конформационные изменения овальбумина как показатель острой токсичности химических соединений // Токсикологический вестник. 2006. № 2. С. 29–35.

Лукиянов А. С. Конформационные изменения овальбумина как показатель острой токсичности химических соединений // Токсикологический вестник. 2006. № 2. С. 29–35.

ПНД Ф Т 14.1:2:4.19-2013. Методика определения токсичности питьевых, грунтовых, поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести, средней длины и среднего сухого веса проростков семян кресс-салата (*Lepidium sativum* L).

ПНД ФТ 14.1:2:3:4.11-04 16.1:2.3:3.8-04. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм» М., 2004 (издание 2010 г.).

Финкельштейн А. В. Физика белковых молекул. Междисциплинарные вопросы биологии, математики, физики, химии и медицины. М.-Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2014. 424 с.

## **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МОЛЕКУЛЯРНЫХ И ФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ БИОМАРКЕРОВ В ОЦЕНКЕ СТЕПЕНИ ТОКСИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД**

*А. А. Ахмедов<sup>1</sup>, С. В. Сладкова<sup>2</sup>, Ф. З. Абдуганиева<sup>3</sup>*

*<sup>1</sup> Всероссийский научно-исследовательский институт  
целлюлозно-бумажной промышленности, vniib\_ahmedov@mail,*

*<sup>2</sup> Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр  
экологической безопасности РАН, sladkova\_sv1@mail.ru,*

*<sup>3</sup> Самаркандский сельскохозяйственный институт*

Естественное состояние водных экосистем нарушается вовлечением части водных ресурсов в промышленную, сельскохозяйственную и бытовую деятельность человека. Многие вещества, содержащиеся в сбрасываемой обратно в водоемы искусственно очищенной воде, опасны для биологических систем. Характер и интенсивность воздействия поллютантов на биоту резко отличается от той обычно существующей в природе нормы, к которой уже адаптированы гидробионты. Наиболее сильное негативное влияние на качество воды в водоемах-приемниках оказывают промышленные сточные воды, в том числе и целлюлозно-бумажных комбинатов (ЦБК), а также сельскохозяйственные стоки. В этих стоках могут содержаться значительные количества разнообразных химических веществ, в том числе и тяжелые металлы, и представляющие угрозу здоровью человека хлорорганические соединения, образующиеся как в процессе отбелики целлюлозы, так и содержащиеся в пестицидах и инсектицидах, используемых в сельском хозяйстве для борьбы с сорняками и вредителями растений. В соответствии с действующим природоохранным законодательством, содержание любых загрязняющих веществ, сбрасываемых в водоемы, регламентируется санитарно-гигиеническими и рыбохозяйственными ПДК. Однако при их использовании постоянно возникает вопрос о надежности заключения, касающегося безопасности сбрасываемой воды для биологических объектов, имеющих к ней отношение.

В связи с этим, в настоящее время при осуществлении контроля за качеством воды широко используются методы биоиндикации и биотестирования. Пристальное внимание уделяется разработке и развитию биологических

экспрессных методов оценки химической опасности подвергающихся антропогенной нагрузке природных и биологически очищенных сточных вод. С этой точки зрения наиболее перспективным представляется биомаркерный подход, который применяется в экотоксикологии с начала 1990-х гг. При этом под биомаркером подразумевается – «биологическая реакция на воздействие химических веществ». В настоящее время термин биомаркер определен и уточнен многими исследователями (Depledge et al., 1995), которые предлагают использовать в качестве биомаркеров ряд биохимических, физиологических и поведенческих реакций, позволяющих наиболее оперативно получать информацию о степени влияния на живой организм изменений качества среды их обитания.

Как известно, любое химическое соединение, в том числе и вредное, первоначально вызывает в организме целый ряд реакций на молекулярном уровне, которые в конечном итоге отражаются на физиологическом статусе организма. Уровень энергетического обмена интегрирует в себе скорость обменных процессов на молекулярном уровне и поэтому в наибольшей степени характеризует физиологическое (функциональное) состояние организма (Моисеенко, 2009). Активность дыхательного фермента сукцинатдегидрогеназы (СДГ) и скорость потребления кислорода характеризуют на биохимическом и физиологическом уровнях интенсивность аэробного энергообмена. Поэтому задачей данной работы было выявление чувствительности СДГ в печени рыб (*in vitro*) к действию наиболее актуальных техногенных загрязнителей: соединений тяжелых металлов, хлор- и фосфорорганики, а также стоков предприятий целлюлозно-бумажной промышленности (ЦБП). С целью использования показателя активности СДГ в изолированной печени рыб для контроля качества природных и сточных вод, отражающего состояние дыхательного метаболизма, также проведены сравнительные исследования по корреляции этого показателя с интенсивностью потребления кислорода и выживаемостью дафний, широко используемых в практике биотестирования.

Активность СДГ в изолированной печени рыб определяли биохимическим методом (Ахмедов, 1982; 1996). Для измерения интенсивности потребления кислорода дафниями использовали полярографический метод (Сладкова и др., 2006), токсичность оценивали классическим дафниевым тестом, рекомендованным для целей экологического контроля. В качестве токсических агентов использовались: растворы сульфата меди ( $\text{CuSO}_4$ ), цинка ( $\text{ZnSO}_4$ ), карбофоса, трихлорфена, ацетохлора, гексохлоргексана ( $\beta$ -ГХЦГ) в различных концентрациях. В качестве модельных сточных вод ЦБП использовались фильтраты, получаемые при отбелке хвойной целлюлозы.

Полученные результаты, представленные в таблице 1, свидетельствуют о выраженном негативном действии на интенсивность энергетического метаболизма всех исследованных хлор- и фосфорорганических соединений, и содержащих в своем составе хлорорганические соединения фильтратов после отбелки целлюлозы. Они оказывают угнетающее действие на активность СДГ. Из таблицы видно, что степень угнетения активности фермента зависит



от расчетной концентрации токсиканта. Так  $\beta$ -ГХЦГ, относящийся к классу наиболее ядовитых токсических веществ, вызывает угнетение активности СДГ более чем на 50% уже при содержании 0,005 мг/л, а увеличение концентрации в 2 раза 0,01 мг/л приводит к практически полной инактивации фермента. Сила токсического действия трех других исследованных пестицидов приблизительно одинакова, но значительно меньше, чем  $\beta$ -ГХЦГ. Фильтраты после различных способов отбеливания целлюлозы оказывают примерно одинаковое угнетение активности фермента (около 30–35%) аналогичное действию водных растворов пестицидов в концентрации 0,01 мг/л.

Таблица 1

**Влияние токсических веществ на активность СДГ  
в печени рыб *in vitro***

№	Концентрация токсиканта, мг/л	Активность СДГ, %	№	Концентрация токсиканта, мг/л	Активность СДГ, %
1	Трихлорфон		3	Ацетохлор	
	0,01	71,2±2,5*		0,01	75,5±1,9*
	0,05	60,3±1,9*		0,05	50,0±3,5*
	0,1	48,4±3,0*	0,1	40,8±4,0*	
2	Карбофос		4	$\beta$ -ГХЦГ	
	0,01	67,7±2,1*		0,005	48,3±2,8*
	0,05	55,4±3,3*		0,01	13,4±2,1*
	0,1	45,9±2,9*			
3	Фильтрат 1 (отбеливание хлором)	65,0±5,3*	6	Фильтрат 2 (отбеливание двуокисью хлора)	68,0±5,3*

Примечание: \* – достоверные отличия от контроля ( $p < 0,05$ ), активность СДГ в контроле принята за 100%.

В таблице 2 представлены данные токсического действия тяжелых металлов на аэробный метаболизм гидробионтов: активность СДГ в изолированной печени рыб и интенсивность потребления кислорода дафниями в сравнении с классическим методом биотестирования по выживаемости дафний. Угнетающее действие ионов тяжелых металлов ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) на активность СДГ сравнимо с действием пестицидов, при этом токсическое действие ионов меди сильнее, чем ионов цинка. Из таблицы видно, что растворы с концентрацией ионов металла 0,01 мг/л не оказывают острого токсического действия на дафний и на интенсивность энергетического метаболизма на функциональном уровне, хотя на молекулярном уровне наблюдается достоверно значимое угнетение ферментативной активности митохондриальной сукцинатдегидрогеназы. Увеличение концентрации металла на порядок приводит к гибели дафний в остром опыте и снижению энергетического метаболизма, как на молекулярном, так и на физиологическом уровне. Однако, угнетение активности СДГ более значительно, чем снижение интенсивности потребления кислорода. Поскольку активность фермента определялась (*in vitro*), а интенсивность потребления кислорода – интегральный ответ целостного организма, то наблюдаемая корреляция, вероятно, связана с регуляторными

приспособительными реакциями, направленными на поддержание кислородного режима организма, подвергаемого действию ксенобиотиков (Сладкова, 2016).

Таблица 2

**Выживаемость и потребление кислорода дафниями, активность СДГ в изолированной печени рыб в растворах солей тяжелых металлов**

№	Концентрация, мг/л	Выживаемость, час	Скорость потребления кислорода, %	Активность СДГ**, %
1	0,01 Cu <sup>2+</sup>	Более 96	98	75,3±2,1*
2	0,1 Cu <sup>2+</sup>	24*	70*	58,0±2,3*
3	0,01 Zn <sup>2+</sup>	Более 96	100	80,2±2,8*
4	0,1 Zn <sup>2+</sup>	48*	85*	65,0±2,5*
5	контроль	Более 96	100	100

Примечание: \* – достоверные отличия от контроля (n = 30), \*\* – изменения в трех повторностях.

Полученные результаты позволяют сделать вывод о высокой чувствительности митохондриальной сукцинатдегидрогеназы печени рыб к токсикантам. Токсический эффект малых концентраций ксенобиотиков, вызывающих угнетение энергетического метаболизма на молекулярном уровне, не всегда может быть выявлен в остром опыте на организменном уровне. Это токсическое действие, вероятно, проявится в хроническом опыте. Проведенные исследования показывают, что использование молекулярных и физиологических биомаркеров в оценке качества поверхностных и, особенно, сточных вод позволяет сократить время обнаружения вредных и токсических веществ в воде и получить оценку ее качества на начальной стадии воздействия поллютантов на водные объекты.

### Литература

- Ахмедов А. А., Лузгин В. К. Изменение активности СДГ у дафний под влиянием хлористой меди // Вестник ЛГУ. 1982. Вып. 21. С. 26–28.
- Ахмедов А. А. Методические указания по биотестированию сточных и природных вод с использованием показателя активности сукцинатдегидрогеназы в печени рыб (*in vitro*). СПб., 1996. 8 с.
- Моисеенко Т. И. Водная экотоксикология. Теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.
- Сладкова С. В., Федотов В. П., Холодкевич С. В. Компенсаторные возможности сердечно-сосудистой системы раков в условиях прогрессирующей гипоксии. // Ж. эвол. биохим. и физиол. 2006. Т. 42. № 1. С. 49–56.
- Сладкова С. В. Интенсивность аэробного энергообмена ракообразных как индикатор качества водной среды // Экология родного края: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. 2016. С. 401–404.
- Depledge M. N., Aagard A., Gyorkosb P. Assesment of trace metal toxicity using molecular, physiological and behavioural biomarkers // *Marin Pollution Bulletin*. 1995. V. 31. № 1–3. P. 19–27.

## БИОКОНТРОЛЬ КАЧЕСТВА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ПИТЬЕВОГО НАЗНАЧЕНИЯ

*О. А. Ботязова, А. Г. Пикунова*

*Ярославский государственный университет им. П. Г. Демидова,  
botyazh@bio.uniyar.ac.ru*

К особо важным объектам жизнеобеспечения человека относятся системы питьевого водоснабжения, поэтому их функционирование и контроль качества подаваемой населению воды должны обеспечиваться в приоритетном порядке. Водоснабжение села Новый Некоуз Ярославской области полностью основано на использовании подземных вод артезианских скважин (Доклад..., 2011). В 60-х годах 20 века они были пробурены для водоснабжения отдельных объектов (баня, больница, лесхоз, птичник и т. д.) и со временем приобрели названия этих объектов.

Жизненно важной характеристикой, определяющей особенности использования грунтовых вод, является их гидрохимический состав. Данные компонентно-химического анализа воды из скважин села Новый Некоуз показали чрезвычайно высокий уровень содержания железа, который в 2009 г. составлял 17,7 ПДК (Доклад..., 2011), а 2014 г. – 8 ПДК в воде скважины «Баня» и 6 ПДК в воде скважины «Птичник» (Протокол..., 2014). Кроме того, в пробах питьевой воды из скважины «Баня» было отмечено превышение установленных нормативов по показателям мутности, цветности и перманганатной окисляемости. Высокая мутность в воде источников почти всегда связана с высоким содержанием в воде общего железа и цветностью. Цветность, в свою очередь, обусловлена присутствием в воде окрашенных органических соединений, гуминовых веществ и трёхвалентного железа. В питьевой воде скважины «Птичник» санитарно-гигиенические нормативы были превышены по содержанию аммиака и мутности (Протокол..., 2014). Повышенное содержание аммиака связано с процессом распада органических веществ и указывает на ухудшение санитарного состояния водоисточника (Рохмистров, 2009).

Число загрязняющих водную среду соединений очень велико, а количество контролируемых биологически опасных веществ составляет всего 0,3%. Химические методы измерения количества загрязняющих веществ в воде не дают возможности оценить реальный биологический эффект как отдельных загрязнителей, их комплексов, так и продуктов их превращения и метаболизма. В связи с этим всё более широкое распространение приобретают такие достаточно достоверные методы оценки токсичности среды, как биотестирование и биоиндикация (Чалова, Крылов, 2007).

В селе Новый Некоуз было проведено биотестирование воды из артезианских скважин «Баня» и «Птичник» в осенний сезон 2012 г., весенний, летний и осенний сезоны 2013 г., во все сезоны 2014 г., а также в зимний и весенний сезоны 2015 г., и дана оценка её токсичности по показателю выжи-

ваемости *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (РД - 118-02-90, 1991; Флеров, Комов, 1991).

Результаты показали (табл. 1), что в контрольных опытах с культивируемой водной волей во все периоды исследования летальность тест-объекта не превышала 10%, что допустимо в контроле.

Таблица 1

**Летальность цериодафний (%) в воде из скважин  
села Новый Некоуз**

Название скважины	Период исследования										
	2012 г.		2013 г.			2014 г.				2015 г.	
	октябрь	март	июнь	октябрь	февраль	март	июнь	октябрь	февраль	март	
Баня	24	35	30	45	65	55	40	63	70	30	
Птичник	4	20	10	15	20	15	15	33	40	3	
Контроль	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

По данным острого опыта (48 часов) летальность цериодафний в исследуемой воде скважины «Баня» значительно превышала показатели гибели рачков в контрольной серии эксперимента (табл. 1). Согласно критериям токсичности (Флеров, Комов, 1991) тестируемая вода скважины «Баня» в октябре 2012 г., марте, июне и октябре 2013 г., а также в июне 2014 г. и марте 2015 г. являлась токсичной (гибель тест-объекта составляла более 20%, но менее 50%). В феврале, марте и октябре 2014 г. и феврале 2015 г. вода становилась очень токсичной (гибель цериодафний превышала 50%).

Проявление токсических свойств воды скважины «Баня» во все исследованные периоды свидетельствует о наличии постоянного источника загрязнения. Низкое качество воды этого участка, вероятно, связано с ненадлежащей организацией зоны санитарной охраны (ЗСО) вокруг скважины. Фактически на территории 2 пояса ЗСО располагаются частные огороды жителей села. В соответствии с требованиями (СанПиН 2.1.4.1110-02, 2002) по 2 поясу ЗСО запрещается применение удобрений и ядохимикатов, а также размещение объектов, обуславливающих опасность микробного загрязнения подземных вод. Можно предположить, что удобрения, используемые владельцами земельных участков, просачиваются в подземные воды, ухудшая их качество. Кроме того, в 60 м от скважины находятся общественная баня и прачечная. Несмотря на то, что эти сооружения канализованы, небольшая часть сточных вод стекает по поверхности земли в направлении устья скважины. Это приводит к попаданию различных ПАВ в почву и последующему загрязнению грунтовых вод, которые затем могут включаться в процесс водозабора и циркуляции по водопроводным сетям Некоуза.

В исследуемой воде скважины «Птичник» в октябре 2012 г., в июне и октябре 2013 г., марте и июне 2014 г., а также в марте 2015 г. гибель тест-объекта по сравнению с контролем составляла не более 20%, т. е. вода не проявляла токсических свойств. В марте 2013 г., феврале и октябре 2014 г. и феврале 2015 г. опытная проба воды вызывала летальность от 20% до 50% ор-

ганизмов, т. е. тестируемая вода была токсичной. Повышение гибели рачков, возможно, было связано с высоким содержанием железа в воде, на что указывало наличие хлопьев ржавчины во флаконах с мёртвыми рачками. Двухвалентное железо в присутствии растворённого кислорода в воде очень быстро переходит в трёхвалентную форму, образует малорастворимый гидроксид железа, выпадающий в осадок (Рохмистров, 2009), может вызывать угнетение цериодафний и в результате токсического эффекта приводить к летальному исходу тест-объектов (Мальцева, 2012).

Сравнение изменений выживаемости тест-объекта в пробах воды двух скважин села Новый Некоуз в разные сезоны года свидетельствует о наибольшем проявлении токсических свойств в зимний период. В пробах скважины «Баня» летальность цериодафний увеличивалась в феврале 2014 г. и 2015 г. соответственно до 65% и 70%. Оценка выживаемости показала, что тестируемая вода этой скважины во все сезоны года являлась токсичной, а в зимний период становилась очень токсичной. В исследуемой воде скважины «Птичник» максимальная гибель тест-объекта приходилась на февраль 2015 г. (40%), в другие сезоны года этот показатель уменьшался.

Снижение выживаемости цериодафний в зимний период времени может быть связано с негативным влиянием резких перепадов температуры окружающей среды. Температурные скачки могут вызывать трансформацию сложных химических соединений, находящихся в воде, и образование новых веществ, обладающих более выраженным токсическим действием (Линник, 1986).

В исследуемой воде скважины «Баня» гибель тест-объекта во все сезоны года была выше, чем в воде скважины «Птичник», что можно объяснить более высокой антропогенной нагрузкой в районе функционирования скважины «Баня».

Оценка межгодовых различий 2012–2014 годов показывает, что гибель рачков в воде скважины «Баня» возрастает в осенний период (октябрь) 2014 г. по сравнению с 2012 и 2013 гг. По скважине «Птичник» гибель цериодафний в октябре 2014 г. выше, чем в октябре 2012 и 2013 гг. Увеличение летальности цериодафний в скважинной воде в осенний период может быть обусловлено большим количеством выпадающих осадков, способствующих более быстрому проникновению в грунт различных веществ, в том числе и токсичных для гидробионтов (Михайлов, 2007).

В целом сравнение результатов биотестирования воды разных скважин указывает на то, что летальность цериодафний в воде скважины «Баня» во всех вариантах опыта выше этого показателя в пробах воды из скважины «Птичник», т. е. вода из скважины «Баня» является более токсичной по показателю выживаемости.

Таким образом, показатели биотестирования с использованием тест-объекта *Ceriodaphnia affinis* L. указывают на токсичность подземных вод из скважин села Новый Некоуз. Необходимо заметить, что повышенное содержание железа в питьевой воде (более 1 мг/дм<sup>3</sup>) может вызывать сидероз пече-

ни и селезенки, остеопороз позвонков, серьезные заболевания желудочно-кишечного тракта, гиперемия в области головы и шеи, снижение артериального давления и свертываемости крови (Рохмистров, 2009). Сказанное выше указывает на необходимость обезжелезивания воды и использование её для питьевых целей только после предварительного отстаивания, фильтрования и кипячения.

### Литература

Доклад о состоянии и охране окружающей среды Ярославской области в 2009–2010 годах. Ярославль: Департамент охраны окружающей среды и природопользования Ярославской области, 2011. 256 с.

Линник П. Н. Формы миграции тяжелых металлов и их действие на гидробионтов // Эксперимент. водная токсикол. Рига, 1986. В. 2. С. 144–154.

Мальцева С. А. Обоснование методических подходов к выбору и использованию тест-объектов для биомониторинга загрязнения водных объектов соединениями мышьяка (на примере ОУХО «Марадыковский» Кировской области): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ульяновск, 2012. 144 с.

Михайлов В. Н., Добровольский А. Д., Добролюбов С. А. Гидрология: учебник для вузов. М.: Высш. шк., 2007. 463 с.

Протокол лабораторных исследований № 1945 от 17.06.2014 // Протокол испытательной лаборатории филиала ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Ярославской области в Угличском муниципальном районе». Углич, 2014. 12 с.

РД-118-02-90. Методическое руководство по биотестированию воды. М.: Госкомприрода, 1991. 34 с.

Рохмистров В. Л. Родники Ярославского Поволжья // Вестник Ярославского регионального отд. РАЕН. 2009. Т. 3. № 3. С. 14–18.

СанПиН 2.1.4.1110-02. Зоны санитарной охраны источников водоснабжения и водопроводов питьевого назначения. М.: Изд-во стандартов, 2002. 20 с.

Флеров Б. А., Комов В. Т. Оценка экологического состояния водоемов при антропогенном воздействии // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27. № 3. С. 23–31.

Чалова И. В., Крылов А. В. Оценка качества природных и сточных вод методами биотестирования с использованием ветвистоусых ракообразных (Cladocera, Crustacea): Научное методическое издание. Рыбинск: Издательство ОАО «Рыбинский Дом печати», 2007. 73 с.

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ БЕСХВОСТЫХ АМФИБИЙ ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ СРЕДЫ В ЛЕСНОЙ ЗОНЕ ТУЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

*В. А. Аникина, О. В. Швеи*

*Тулеский государственный университет,  
viktoriya.anikina@list.ru, olgashvets@mail.ru*

В настоящее время имеется достаточно данных, которые свидетельствуют об изменении уровня флуктуирующей асимметрии амфибий под действием антропогенной нагрузки. Именно они одни из первых реагируют на изменения в водной и воздушной средах нарушением билатеральной симметрии

морфогенетических показателей (Устюжанина, 2001; Пескова, 2007; Желев, 2010).

Целью нашего исследования являлось изучение степени проявления флуктуирующей асимметрии у 4-х видов амфибий (травяной, остромордой, прудовой и озерной лягушек), обитающих в лесной зоне Тульской области. Проанализированный материал собран в апреле-июне 2013–2014 гг. в 2-х точках: окрестностях д. Орлово Щекинского р-на и д. Кузьменки Одоевского р-на (рис. 1). Обе точки располагаются в пределах Засечного ботанико-географического района, который включает территорию тульских засечных широколиственных лесов, однако существенно отличались интенсивностью и характером хозяйственного использования, а также степенью рекреационной нагрузки.

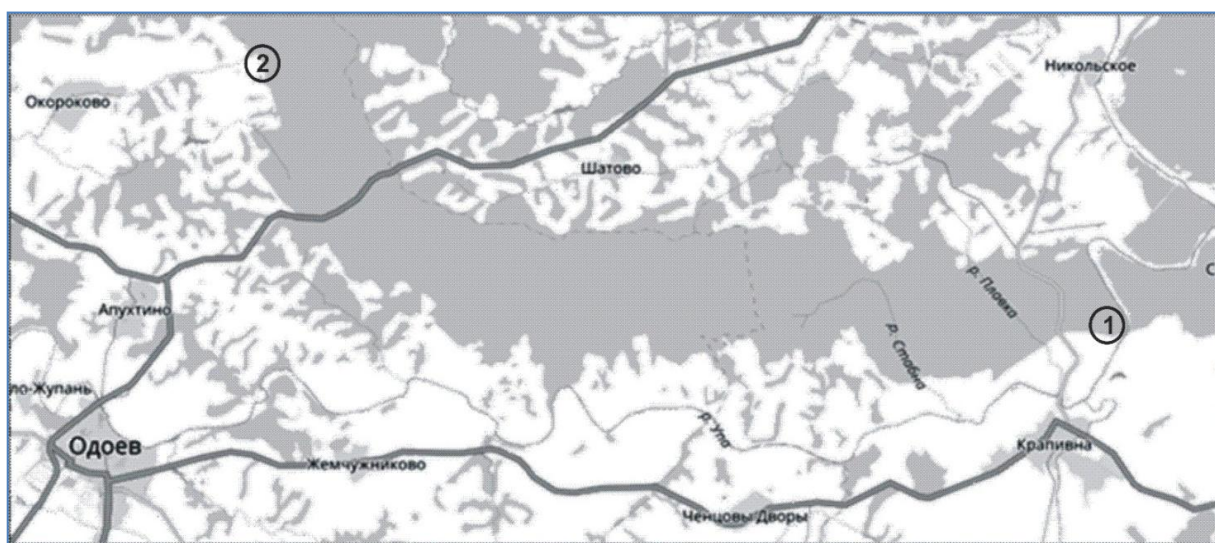


Рис. 1. Места проведения исследований: 1 – окр. д. Орлово Щекинского р-на, 2 – окр. д. Кузьменки Одоевского р-на

Стабильность развития оценивали путём определения величины флуктуирующей асимметрии билатеральных морфологических признаков (Захаров, 2000). Как для бурых, так и для зеленых лягушек выделили 6 морфологических признаков (количество полос на стопе, голени и бедре; количество пятен на голени, бедре и спине) (Лада, Соколов, 1999). Уровень флуктуирующей асимметрии оценивали подсчетом асимметричных признаков с левой и правой сторон тела амфибии.

В ходе анализа материала мы учитывали среднюю частоту асимметричного проявления на признак (ЧАПП) и частоту асимметричного проявления на особь (ЧАПО). ЧАПП рассчитывали как отношение среднего арифметического числа признаков, проявляющих асимметрию, к числу изучаемых признаков. ЧАПО – как отношение особей с асимметричным признаком к общему числу особей в выборке, рассчитанный для каждого морфологического признака отдельно.

Характерным представителем обеих точек являлись травяная лягушка и остромордая лягушки (однако массовых сборов данного вида во второй точке

провести не удалось, в связи с чем его асимметрия не анализировалась), озерная лягушка встречалась только в окр. д. Орлово, прудовая – в окр. д. Кузьменки.

Для обеих рассмотренных популяций травяной лягушки характерна асимметрия числа пятен на спине, числа полос на бедре и голени, но частота их встречаемости в популяциях различается (табл. 1). Так, в окр. д. Орлово чаще встречаются особи с асимметрией числа пятен на спине (0,57), числа полос на бедре (0,57) и голени (0,57), а в окр. д. Кузьменки – с асимметрией числа пятен на спине (0,54). В двух популяциях нами не было отмечено ни одной амфибии с асимметрией числа пятен на спине и бедре.

Таблица 1

**Уровень флуктуирующей асимметрии травяной лягушки *Rana temporaria***

Морфологический признак	Частота асимметричного проявления на особь (ЧАПО) окр. д. Орлово	Частота асимметричного проявления на признак (ЧАПП) окр. д. Орлово	Частота асимметричного проявления на особь (ЧАПО) окр. д. Кузьменки	Частота асимметричного проявления на признак (ЧАПП) окр. д. Кузьменки
Число пятен на спине	0,57	0,67	0,54	0,5
Число полос на бедре	0,57		0,46	
Число полос на голени	0,57		0,31	
Число полос на стопе	0,29		–	

Большой показатель частоты асимметричного проявления на признак отмечен в популяции лягушек окр. д. Орлово (0,67).

В популяции остромордой лягушки окр. д. Орлово отмечена асимметрия 4 морфологических признаков из 6 анализируемых (табл. 2). Чаще остальных были встречены амфибии с асимметрией числа полос на бедре (0,7), реже – с асимметрией числа полос на голени (0,2) и стопе (0,2).

Для озерных лягушек окрестностей д. Орлово была отмечена асимметрия всех изучаемых морфологических признаков за исключением асимметрии числа полос на стопе (табл. 3). Наибольшей частотой встречаемости характеризовалась асимметрия пятен на спине (0,83), обнаруженная практически у всех озерных лягушек окр. д. Орлово.

Таблица 2

**Уровень флуктуирующей асимметрии остромордой лягушки *Rana arvalis* окр. д. Орлово**

Морфологический признак	Частота асимметричного проявления на особь (ЧАПО)	Частота асимметричного проявления на признак (ЧАПП)
Число пятен на спине	0,6	0,67
Число полос на бедре	0,7	
Число полос на голени	0,2	
Число полос на стопе	0,2	



Таблица 3

**Уровень флуктуирующей асимметрии озерной лягушки *Rana ridibunda*  
окр. д. Орлово**

Морфологический признак	Частота асимметричного проявления на особь (ЧАПО)	Частота асимметричного проявления на признак (ЧАПП)
Число пятен на спине	0,83	0,83
Число пятен на бедре	0,33	
Число пятен на голени	0,33	
Число полос на бедре	0,33	
Число полос на голени	0,17	

Для прудовых лягушек окр. д. Кузьменки характерна низкая частота асимметричного проявления на признак (0,17). Асимметрия проявлялась лишь в числе пятен на спине (табл. 4), которая была отмечена у большинства особей данной популяции, а у остальных асимметричные признаки отсутствовали.

Таблица 4

**Уровень флуктуирующей асимметрии прудовой лягушки  
*Rana lessonae* окр. д. Кузьменки**

Морфологический признак	Частота асимметричного проявления на особь (ЧАПО)	Частота асимметричного проявления на признак (ЧАПП)
Число пятен на спине	0,82	0,17

К наиболее изменчивым признакам можно отнести число пятен на спине, число полос на бедре и голени, которые характерны для большинства обследованных популяций разных видов, за исключением популяции прудовых лягушек окрестностей д. Кузьменки.

Асимметричные признаки характерны для представителей всех исследованных популяций, однако степень их проявления заметно различается. Высокие показатели асимметрии, свидетельствующие о неблагоприятных условиях существования, характерны для амфибий всех видов из окр. д. Орлово. Здесь для травяной лягушки показатель ЧАПП составил 0,67, остромордой – 0,67, озерной – 0,83.

### Литература

Желев В. Л., Пескова Т. Ю. Биоиндикационная оценка антропогенного влияния на экосистемы в Болгарии по стабильности развития популяций озерной лягушки (*Rana ridibunda*) // Актуальные вопросы экологии и охраны природы южных регионов России и сопряженных территорий. Краснодар, 2010. С. 83–88.

Захаров В. М., Баранов А. С., Борисов В. И., Валецкий А. В., Кряжева Н. Г., Чистякова Е. К., Чубинишвили А. Т. Здоровье среды: методика оценки. М.: Центр экологической политики России, 2000. С. 44–46.

Лада Г. А., Левин А. Н., Артемова Л. В., Рыбкина Н. С. Об оценке состояния окружающей среды по уровню флуктуирующей асимметрии у бесхвостых амфибий на примере озерной лягушки (*Rana ridibunda*) // Принципы экологии. 2012. Т. 1. № 3. С. 82–85.

Лада Г. А., Соколов А. С. Методы использования земноводных: Научно-методическое пособие. Тамбов, 1999. 75 с.

Пескова Т. Ю., Жукова Т. И. Использование краснобрюхой жерлянки для биоиндикации пестицидного загрязнения водоемов // Наука Кубани. 2008. № 2. С. 19–23.

Устюжанина О. А., Стрельцов А. Б. Сравнительная оценка состояния природной среды по стабильности развития травяных (*Rana temporaria*) и озерных (*Rana ridibunda*) лягушек // Вопросы гипертологии. Пушино, М., 2001. С. 296–298.

## **БИОТЕСТИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ р. НЕМАН (БЕЛАРУСЬ) С ПОМОЩЬЮ ВЫСШИХ РАСТЕНИЙ**

*А. С. Гуринович*

*Гродненский государственный университет им. Янки Купалы,  
lorriann@mail.ru*

Одной из актуальных проблем современности стало загрязнение природных вод и ухудшение состояния водных экосистем в результате возросшей антропогенной деятельности. Водоемы в пределах городских территорий все время испытывают негативное воздействие процессов урбанизации, подвергаясь неконтролируемому загрязнению. В настоящее время многие водоемы города Гродно (Беларусь) испытывают большую антропогенную нагрузку и страдают от загрязнения. Наибольшее внимание необходимо уделить состоянию реки Неман в черте города как главному водотоку. В р. Неман сбрасывают производственные сточные воды семь крупных городских предприятий, в том числе ОАО «Гродно Азот», в реку поступают и смешанные сточные воды городских очистных сооружений. Все это значительно увеличивает общую минерализацию и жесткость речной воды, приводит к повышенному содержанию загрязняющих веществ, преимущественно поверхностно-активных веществ (ПАВ) и соединений азота (Боярин, Белова, 2012). Таким образом, проблема экологического мониторинга и контроля состояния качества воды является актуальной. Биотестирование, как один из биологических методов, позволяет определить наличие загрязнителя по состоянию определенных организмов, наиболее чувствительных к изменению экологической обстановки.

Целью исследования являлось изучение качества воды р. Немана в черте города Гродно с помощью тест-культур. На основании обзора литературы по биотестированию с использованием высших растений, в качестве тест-объектов были выбраны кресс-салат (*Lepidium sativum*), редис (*Raphanus sativus*) и ячмень обыкновенный (*Hordeum vulgare*). Количество и класс тест-растений выбран в соответствии с рекомендациями международного стандарта ISO 11269-2 (регламентирует выбирать минимум два вида растений, при этом одно из них должно быть однодольным, а другое двудольным).

Точки для отбора проб воды закладывали по направлению течения реки, начиная выше места вхождения в город с учетом различной антропогенной нагрузки в черте города. Исследования проводили в сентябре 2016 г.

Точка отбора № 1: район д. Кошевники (выше черты города, минимальная антропогенная нагрузка).

Точка отбора № 2: район Румлевского моста (место отдыха горожан, вблизи жилой многоэтажной застройки).

Точка отбора № 3: район Старого моста (центр города, место впадения в Неман реки Городничанки).

Точка отбора № 4: район Нового моста (вблизи жилой многоэтажной застройки, автозаправки).

Точка отбора № 5: район лесного массива «Пышки» (500 м до очистных сооружений города Гродно).

Точка отбора № 6: район лесного массива «Пышки» (500 м после очистных сооружений города Гродно, выход реки из черты города).

В качестве контроля (№ 7) была выбрана водопроводная отстоянная вода.

Биотестирование проводили в чашках Петри в трехкратной повторности для каждой из проб по стандартной методике. Количество используемых семян для каждой повторности 50 штук (Терехова, 2014). В качестве тест-отклика измеряли следующие показатели: длина подземной, надземной частей и всего проростка, масса проростков, энергия прорастания, всхожесть и дружность прорастания.

Перед началом проведения опыта были сформулированы следующие гипотезы:

1) качество воды реки Неман должно ухудшаться вниз по течению – от места вхождения ее в черту города до места выхода из нее;

2) выбранные тест-объекты должны показать примерно одинаковую реакцию для каждой из проб.

Ввиду большого многообразия полученных в ходе опыта результатов и их некоторой противоречивости, выбрали наиболее информативные из изученных показателей: средняя длина корня, энергия прорастания и средняя масса сырых проростков, как наиболее рекомендуемые параметры в фитотестировании (Терехова, 2014).

Результат анализа средних значений выбранных параметров по всем трем видам растений показал, что наибольшую вариабельность значений показали кресс-салат и редис, тогда как ячмень не продемонстрировал особых вариативных значений, что обусловлено его малой всхожестью. Статистический анализ данных опроверг наличие достоверных различий между показателями длины корня ячменя. По показателю энергии прорастания удалось зафиксировать лишь минимальные значения в пробах точки № 3 (впадение реки Городничанки) и № 6 (500 м после очистных сооружений города Гродно) ( $p < 0,05$ ).

По данным исследования Боярина (2012) в реку Городничанку с ливневым стоком поступают все формы азота, а так же гидрокарбонат-ионы, сульфат-ионы, хлорид-ионы и ионы аммония (точка № 3). В других исследованиях этого же автора выявлена неэффективность очистки сточных вод от ПАВ городскими очистными сооружениями, так как после выпуска городских сточных вод наблюдается значительное превышение ПДК данного загрязнителя (точка № 6). Здесь же наблюдается превышение ПДК в 2–5 раз по азоту

нитритному, а так же, в составе вод содержится значительная концентрация хлорид- и сульфат-ионов. Эти данные позволяют судить о том, что ячмень в наибольшей мере «просигнализировал» об отрицательном влиянии данных вод на начальные этапы онтогенеза и, следовательно, показатели прорастания семян. Параметр накопления биомассы ячменя показал лишь максимальное значение в контрольной пробе № 7, остальные различия статистически не доказаны. Все эти результаты дают основание полагать, что ячмень в целом показал лишь наличие загрязнения, как интегральную оценку качества воды.

Так как имеются данные о наличии избирательной чувствительности различных тест-культур, на основании полученных результатов можно предположить, что однодольные растения являются более требовательными тест-культурами по отношению к качеству воды для произрастания (ячмень), нежели двудольные (кресс-салат и редис).

Максимальное значение энергии прорастания (рис. 1) редиса зафиксировано пробах № 1 и № 7, минимальные – в пробах № 3 и № 6. Средние значения энергии прорастания кресс-салата оказались наименее информативными – минимальные значения наблюдаются в пробах № 1, 2 и 4, остальные значения имеют максимальные значения наряду с контрольной пробой.

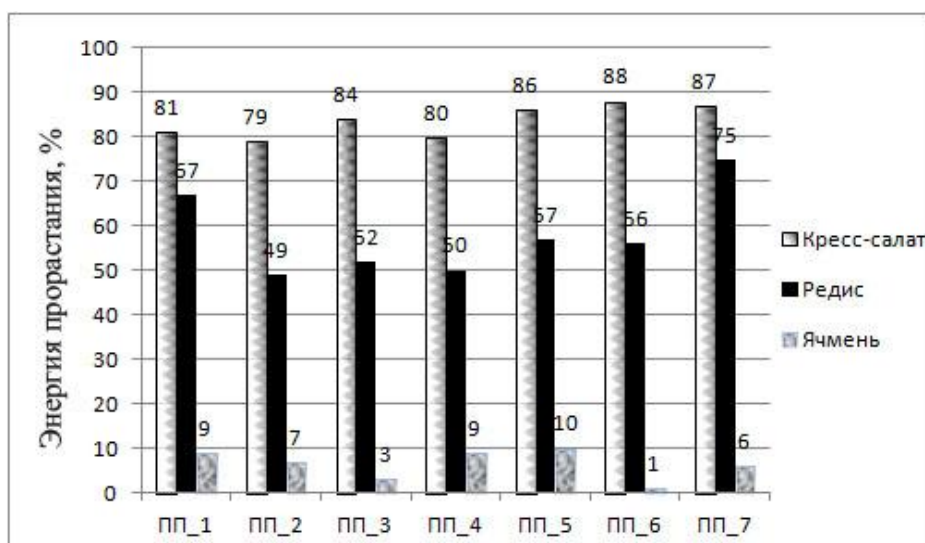


Рис. 1. Энергия прорастания семян, %

Анализ средних значений длин корня (рис. 2) кресс-салата и редиса одновременно показали минимальные значения в пробах №№ 1, 3 и 6, что также не противоречит полученным данным анализа для ячменя.

Спорными пробами явились № 2 (Румлевский мост) и № 4 (Новый мост). Среднее значения длины корня кресс-салата максимально в варианте вблизи Румлевского моста и минимально вблизи Нового моста, у редиса – наоборот. Это так же можно объяснить разным уровнем чувствительности данных растений к различным загрязнителям. Максимальные значения показателей длины корня у обоих растений в пробах № 5 и № 7.

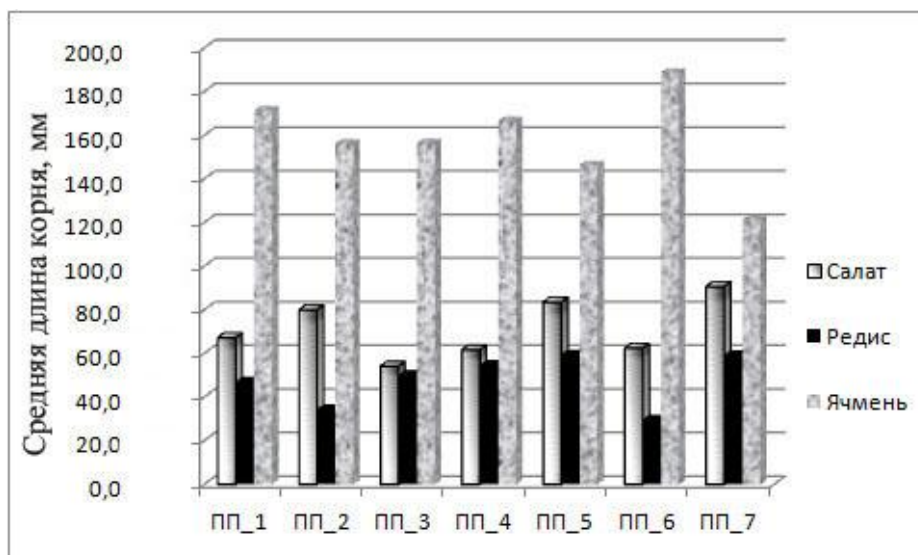


Рис. 2. Средняя длина корня, мм

Анализ средних значений биомассы (рис. 3) кресс-салата показал максимальное значение в контрольной пробе ( $p < 0,05$ ). Средние значения остальных проб находятся на одном пониженном уровне относительно контроля, за исключением пробы № 5 (500 м до очистных сооружений). Статистический анализ показал достоверное различие между пробами № 5 и № 6 (500 м после очистных сооружений) в сторону более низкого значения последней, что также подтверждает уже имеющиеся данные о значительном загрязнении воды после выпуска городских сточных вод.

Средние значения биомассы редиса показали меньшую вариабельность – максимальное значение имеет проба № 7, средние же значения остальных проб держатся на одном пониженном по отношению к контролю уровню – различия между ними статистически не доказаны.

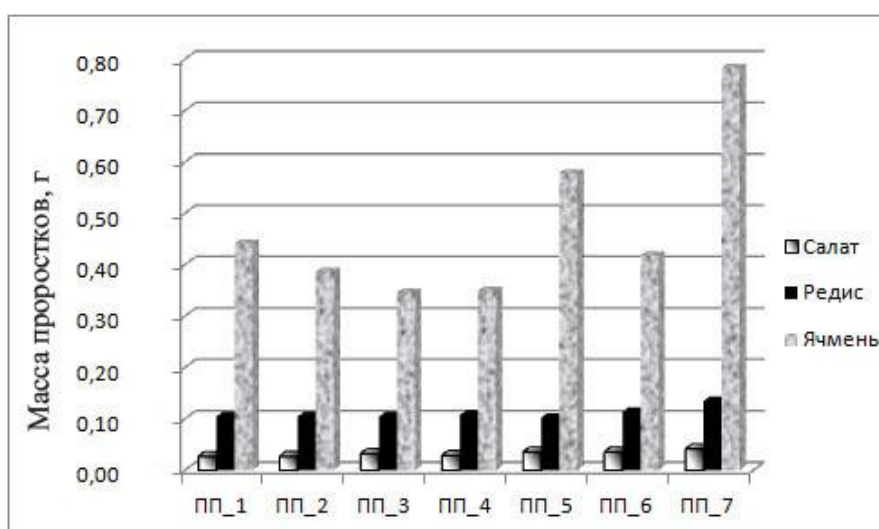


Рис. 3. Масса проростков, г

Таким образом, можно сделать следующие выводы: во-первых, в результате биотестирования, худшими по качеству оказались пробы № 1, 3 и № 6. Причем, негативное воздействие проб № 3 и № 6 на показатели прорастания семян и их морфологические параметры, зафиксировали все три испытуемых вида растений. Наиболее благоприятной для роста и развития проростков тест-растений является водопроводная вода, а также, близкая к ней по значениям, проба № 5. Это свидетельствует о том, что загрязняющие вещества распределяются в воде реки Неман неравномерно, и гипотеза о том, что качество воды в реке должно ухудшаться вниз по течению от места вхождения ее в черту города до места выхода из нее, не подтвердилась.

Во-вторых, наиболее информативными тест-культурами в наших исследованиях оказались кресс-салат и редис. Можно утверждать о наличии избирательной чувствительности различных изученных тест-объектов, и предположить, что однодольные растения являются более требовательными к качеству воды для произрастания (ячмень), нежели двудольные, поэтому не являются подходящими для биотестирования водных объектов с высокой антропогенной нагрузкой.

#### Литература

Боярин П. С., Белова Е. А. Особенности влияния сточных вод на качество воды в реке Неман (в черте города Гродно) // Содружество наук. Барановичи-2012: Материалы VIII Междунар. конф., г. Барановичи, 23–24 мая 2012 г. Барановичи: РИО БарГУ, 2012. С. 270–273.

ISO 11269-2. Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants, 1995. 7 p.

Терехова В. А., Воронина Л. П., Гришкович Д. В. Биотест-системы для задач экологического контроля: методические рекомендации по практическому использованию стандартизованных тест-культур / Под ред. В. А. Тереховой. М.: Доброе слово, 2014. 38 с.

### **РАЗРАБОТКА И ПОДГОТОВКА ПРОМЫШЛЕННОГО ВЫПУСКА АМПЕРОМЕТРИЧЕСКОГО БИОСЕНСОРНОГО АНАЛИЗАТОРА ДЛЯ ЭКСПРЕСС-ОПРЕДЕЛЕНИЯ БИОХИМИЧЕСКОГО ПОТРЕБЛЕНИЯ КИСЛОРОДА**

*В. А. Алферов<sup>1</sup>, В. А. Арлянов<sup>1</sup>, А. С. Зайцева<sup>1</sup>,  
Н. К. Зайцев<sup>2</sup>, Н. Ю. Юдина<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Тульский государственный университет, chem.@tsu.tula.ru,*  
<sup>2</sup> *ООО «Эконикс-Эксперт»*

Учитывая постоянно растущий перечень загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду, а также ужесточение гигиенических показателей их нормирования, полный химический анализ загрязнения вод, почв, растительности представляет собой очень сложную и дорогостоящую задачу. Поэтому возрастающее внимание уделяется экспресс-методам контроля, прежде всего, ориентированным на детектирование опасных уровней загрязнения и оценку совокупного воздействия токсикантов на окружающую среду.

Биохимическое (или биологическое) потребление кислорода (БПК) является одним из наиболее широко используемых показателей для контроля чистоты водных сред. Существующий метод определения БПК основан на тестах, продолжительность которых составляет 5, 10 или 20 суток (ПНДФ 14. 1:2:3:4. 123-97).

В рамках проекта № 14.574.21.0062, выполняемого при поддержке Федеральной целевой программы «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технологического комплекса России на 2014–2020 годы», предложена разработка аналитического прибора нового поколения, предназначенного для экспресс-оценки индекса БПК. Принципиальным отличием метода анализа с использованием разрабатываемого прибора от существующего является сокращение времени анализа от 5 суток до 5–15 мин. С помощью данного анализатора возможно осуществлять анализ в режиме реального времени, для измерения не требуется привлечения высоко-специализированного персонала. Прибор может использоваться как в стационарных условиях, так и в составе подвижных лабораторий.

Целью выполнения проекта является получение значимых научных результатов и решение комплекса научно-практических задач, позволяющих создать и в короткий срок вывести на рынок новый вид научно-технической продукции – биосенсорный анализатор для экспресс-определения биохимического потребления кислорода.

К настоящему времени проведен выбор эффективных биокатализаторов из широкого набора микроорганизмов (родов *Pichia*, *Candida*, *Debaryomyces*, *Arxula*, *Saccharomyces* и *Gluconobacter*) по спектру окисляемых субстратов, устойчивости при иммобилизации на электроде, стабильности при хранении и работе. Выявлено, что сенсор на основе иммобилизованных микроорганизмов *Debaryomyces hansenii* ВКМ Y-2482 способен окислять все исследуемые органические соединения, которые наиболее часто встречаются в стоках различных производств. Клетки *Arxula adeninovorans* так же способны окислять достаточно широкий круг субстратов и являются перспективными с точки зрения возможности их использования для оценки БПК при анализе коммунальных сточных вод. Установлено, что лучшей долговременной (42 дня) и операционной (3,2%) стабильностью обладает биосенсор на основе микроорганизмов *Debaryomyces hansenii* ВКМ Y-2482. Определены параметры роста штаммов выбранных микроорганизмов, показано, что удельная скорость роста выбранных микроорганизмов близка. Выявлено влияние условий окружающей среды (рН, ионная сила, ионы тяжелых металлов) на окислительную способность. Установлено, что наибольшей устойчивостью к негативному влиянию ионов тяжелых металлов из всех анализируемых микроорганизмов обладают дрожжи *Debaryomyces hansenii*.

Произведена разработка искусственных ассоциаций дрожжевых и бактериальных микроорганизмов с широким спектром окисляемых веществ. Показано, что наиболее широкой субстратной специфичностью обладает ассоциация на основе штаммов *Pichia angusta* ВКМ Y-1397, *Arxula adeninovorans*

*BKM Y-2677, Debaromyces hansenii BKM Y-2482*, что позволит повысить правильность анализа реальных образцов сточных вод и обеспечит широкое практическое применение биосенсора на ее основе. Изучено влияние способа иммобилизации и факторов окружающей среды (температуры, ионной силы раствора, pH и концентрации тяжелых металлов) на окислительную активность и стабильность разработанной ассоциации. Разработанные биосенсоры на основе ассоциаций микроорганизмов обладают близкими аналитическими и метрологическими характеристиками. Важно отметить, что данные биосенсоры по характеристикам не уступают аналогам.

Проведена разработка стабильных и воспроизводимых биорецепторных элементов биосенсоров на основе различных способов иммобилизации целых клеток микроорганизмов (включение в химически модифицированный поливиниловый спирт, хитозан, кремнийорганические золь-гель матрицы и капсулирование в диализную мембрану). Для дальнейшей работы целесообразно применение иммобилизации дрожжей *Debaryomyces hansenii* в гидрогель поливинилового спирта модифицированного N-винилпирролидоном (рис. б), поскольку данный способ иммобилизации позволяет получать стабильные во времени рецепторные элементы с высокой чувствительностью, в разы превосходящей все другие способы иммобилизации.

Произведена разработка структурной схемы прибора, определено назначение основных технических характеристик отдельных узлов объекта разработки. С помощью средств трёхмерного моделирования проведена разработка конструкции фиксатора биосенсорного элемента. Создан фиксатор биорецепторного элемента с резьбовым креплением (рис. а). Созданы три экспериментальных образца биосенсорного анализатора для измерения в режиме экспресс-БПК (рис.). Для измерительного преобразователя использован универсальный корпус, электрическая схема изготовлена в виде печатной платы. В качестве первичного преобразователя (датчика с закрепляемым биосенсорным элементом) изготовлены датчики оптимальной конструкции. Проведены испытания средства измерений в целях утверждения типа анализаторов растворенного кислорода «Эксперт-009» (результаты положительные). Создано встроенное в измерительный преобразователь анализатора программное обеспечение, реализующее алгоритмы работы в режиме градуировки и измерения экспресс-БПК. Для стабилизации результатов измерений и улучшения воспроизводимости предложено использовать термостатируемую ячейку, подключаемую к внешнему термостату.





Рис. Внешний вид БПК-термооксиметра «Эксперт-009» с амперометрическим датчиком ДКТП-02.06: а – фиксатор биорецепторного элемента, б – микрофотография дрожжевых клеток *Debaryomyces hansenii* ВКМ У-2482 иммобилизованных в гидрогель модифицированного поливинилового спирта

По сумме всех изученных характеристик в дальнейшей работе рекомендуется использовать экспериментальный образец биосенсора на основе дрожжей *Debaryomyces hansenii*, иммобилизованных в гидрогель модифицированного поливинилового спирта. Полученное значение нижней границы для экспериментального образца биосенсора на основе дрожжей *Debaryomyces hansenii*, иммобилизованных в гидрогель модифицированного поливинилового спирта ( $0,16 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ ), позволяет анализировать образцы воды категории «очень чистая». По результатам испытаний важно отметить, что разработанный амперометрический биосенсорный анализатор по аналитическим и метрологическим характеристикам не уступает мировым аналогам.

Разработанный в ходе выполнения проекта анализатор нового поколения может использоваться для выполнения ежедневных текущих анализов проб воды на предприятиях системы водоочистки РФ, станциями санитарно-эпидемиологического контроля, службами МЧС, МинПрироды, экологическими структурами и биотехнологическими предприятиями.

Широкомасштабное использование разрабатываемого анализатора приведет к существенному сокращению времени химического анализа сточных, природных и поверхностных вод, что в свою очередь повысит экономическую эффективность служб и организаций, занимающихся контролем состояния водных ресурсов. Использование современного физико-химического метода анализа вместо морально устаревшего классического химического метода анализа БПК позволит повысить уровень автоматизации анализа, в том числе путем встраивания разрабатываемых анализаторов в состав технологического оборудования для контроля качества сточных вод очистных соору-

жений на предприятиях. Последнее, в свою очередь, избавит от необходимости постоянного отбора проб и даст возможность проводить «он-лайн» мониторинг.

*Работа выполнена при поддержке Федеральной целевой программы «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технологического комплекса России на 2014–2020 годы», проект № 14.574.21.0062 (уникальный идентификатор RFMEFI57414X0062).*

## ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЛИТИЯ В ВОДЕ МЕТОДОМ ИОННОЙ ХРОМАТОГРАФИИ

*С. Г. Скугорева<sup>1-3</sup>, Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>, М. Б. Хомяков<sup>1</sup>*

*<sup>1</sup> Вятский государственный университет,*

*<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

*<sup>3</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

В настоящее время становится все более злободневной проблема утилизации ионно-литиевых батарей, получивших широкое распространение в мобильных устройствах (ноутбуки, мобильные телефоны, смартфоны и т.п.). Во многих случаях человек не задумывается и выбрасывает пришедшие в негодность аккумуляторы на общие мусорные свалки, хотя их необходимо сдавать в специализированные пункты приема. В чем же опасность литиевых аккумуляторов?

Литий – активный щелочной металл, попадая в окружающую среду, в присутствии даже следов воды он начинает с ней активно реагировать, возможен взрыв аккумулятора. Кроме того, возможен взрыв аккумулятора при его перегреве в самом мобильном устройстве. В итоге это создает опасность жизни и здоровью человека, приводит к загрязнению соединениями лития почвы, грунтовых и поверхностных вод.

ПДК лития в воде имеет достаточно низкую величину – 0,03 мг/л, он относится к веществу 2 класса опасности (высокоопасные) (ГН 2.1.5.1315-03, 2003). К ранним симптомам избытка лития в организме относятся тремор кистей, полиурия и умеренная жажда. Симптомами средней интоксикации является диарея, рвота, мышечная слабость, вялость и потеря координации. (Увлекательно о фармакогнозии: Литий).

Проблема загрязнения природной среды соединениями лития актуальна и для Кировской области. В 1951 г. на Кирово-Чепецком химическом комбинате на заводе 752 было начато производство обогащённого лития <sup>6</sup>Li, необходимого для получения дейтерида лития <sup>6</sup>LiD, являющегося основным компонентом термоядерного оружия (Уткин..., 2005). В настоящее время производство прекращено, но его отходы остались.

Для определения содержания ионов лития в воде существуют масс-спектрометрический, атомно-абсорбционный, эмиссионно-спектральный,

эмиссионный рентгеноспектральный, вольтамперометрический, потенциометрический и ионно-хроматографический методы анализа.

В настоящее время наиболее результативными методами анализа являются масс-спектральный и эмиссионно-спектральный методы анализа. Они многоэлементны, высокочувствительны и, как наиболее информативные, максимально приспособлены для обзорного анализа. Однако, они имеют и ряд существенных недостатков, таких как высокая стоимость аппаратуры и сложность ее эксплуатации; низкая точность количественных определений; пригодность для анализа в основном твердых веществ. Эти недостатки затрудняют использование данных методов для целей экологического мониторинга.

В отличие от вышеперечисленных методов метод ионной хроматографии обладает рядом достоинств, таких как высокая точность, простота пробоподготовки, экспрессность анализа, высокая селективность, малый объем анализируемой пробы. Кроме того, методом ионной хроматографии возможно получить на одной хроматограмме концентрации 7 ионов (литий, натрий, калий, аммония, магний, кальций, стронций).

В связи с этим целью работы была отработка методики определения лития в воде методом ионной хроматографии.

Для отработки методики определения лития в воде использовали катионную колонку «Shodex IC YS-50», определение проводили на ионном хроматографе «Стайер» фирмы «Аквилон». Разделительную колонку подготавливают к работе в соответствии с паспортом на нее. Элюент – 4 мМ раствор метилсульфоновой кислоты с электропроводностью 1746 мкСм/см. Скорость потока элюента составила 1 мл/мин, температура в кондуктометрической ячейке и термостате колонки – 40 °С. Объем петлевого дозатора 10 мкл. Для анализа брали растворы, содержащие 0,05; 0,1; 0,5; 1; 5; 10; 20 мг/л ионов лития, каждый раствор вводили по 5 раз. Обработка данных и построение калибровки выполнено при помощи программного обеспечения «МультиХром версия 2.4 для Windows XP».

При выполнении работы для каждого анализа получены хроматограммы. Среднее время выхода пика лития составило  $2,91 \pm 0,07$  мин. На рисунке 1 представлена хроматограмма определения лития концентрацией 0,1 мг/л, при данной концентрации в определении лития не мешает системный пик (время выхода 1,7 мин). При более низкой концентрации лития (0,05 мг/л) системный пик оказывает мешающее действие (пик лития оказывается на системном пике), это не позволяет правильно определить площадь пика и приводит к заниженному значению концентрации – 0,014 мг/л (рис. 2).

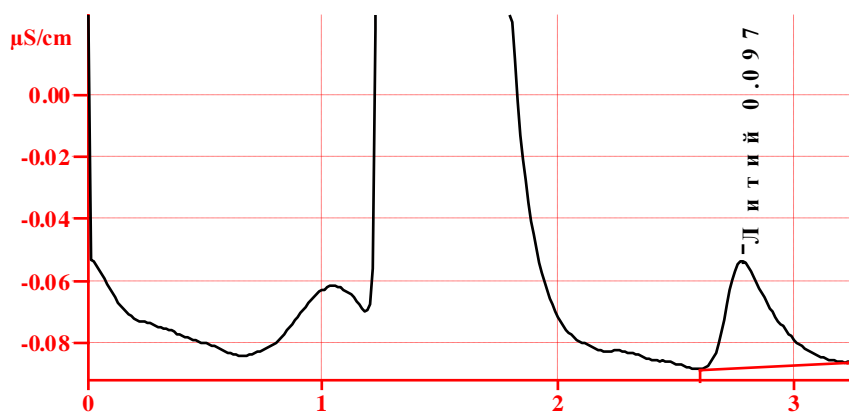


Рис. 1. Хроматограмма для раствора с  $C(\text{Li}^+) = 0,1$  мг/л (скорость потока элюента 1 мл/мин)

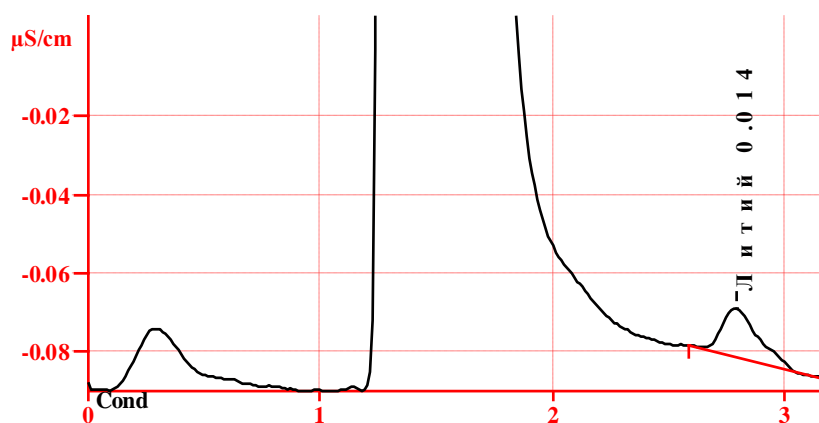


Рис. 2. Хроматограмма для раствора с  $C(\text{Li}^+) = 0,05$  мг/л (скорость потока элюента 1 мл/мин)

Для взятых концентраций ионов лития брали значения площадей и высот пиков, для них рассчитывали средние значения и средние квадратичные отклонения в программе Excel (табл.). Для всех концентраций среднее квадратичное отклонение не велико, за исключением минимальной концентрации – 0,05 мг/л, при которой отклонение составило 31,5% от среднего значения, что связано с плохим разделением пика лития и системного пика.

Таблица

**Данные по площадям и высотам пиков при разных концентрациях лития в растворах (скорость потока элюента 1 мл/мин)**

С, мг/л	Параметры пика	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	Среднее значение	Среднее квадратичное отклонение
1	2	3	4	5	6	7	8	9
0,05	S	0,18	0,23	0,14	0,14	0,27	0,19	0,06
	h	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,012	0,004
0,1	S	0,47	0,42	0,40	0,47	0,41	0,434	0,034
	h	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0
0,5	S	2,22	2,13	2,24	2,16	2,17	2,18	0,05
	h	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0

## Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	S	4,53	4,50	4,59	4,51	4,57	4,54	0,04
	h	0,37	0,37	0,37	0,36	0,37	0,368	0,004
5	S	26,01	25,91	25,98	25,98	25,76	25,93	0,10
	h	2,02	2,01	2,00	2,00	1,99	2,004	0,011
10	S	45,34	46,19	45,26	45,71	45,37	45,58	0,39
	h	3,20	3,20	3,19	3,19	3,20	3,196	0,005
20	S	97,87	97,78	98,52	99,47	97,87	98,3	0,7
	h	5,40	5,41	5,39	5,41	5,40	5,402	0,008

Примечание: площадь пика измеряли в мкСм/см · с, а высота пика – мкСм/см, № – номер по п/п анализа для введённого в прибор раствора.

Чтобы определять концентрации лития в воде близкие к ПДК (0,03 мг/л) необходимо изменить условия хроматографического разделения. С этой целью было снижена скорость потока элюента с 1 до 0,7 мл/мин, что позволило разделить системный пик и пик лития, и снизило нижний предел определения иона до 0,0167 мг/л (рис. 3). Однако, даже при этой скорости потока элюента при концентрации 0,01 мг/л в растворе пик лития плохо отделяется от шумов хроматографа (рис. 4). Возможно, что для лучшего разделения и определения концентраций 0,01 мг/л и ниже необходимо изменить и другие параметры процесса (температуру, усиление, состав элюента).

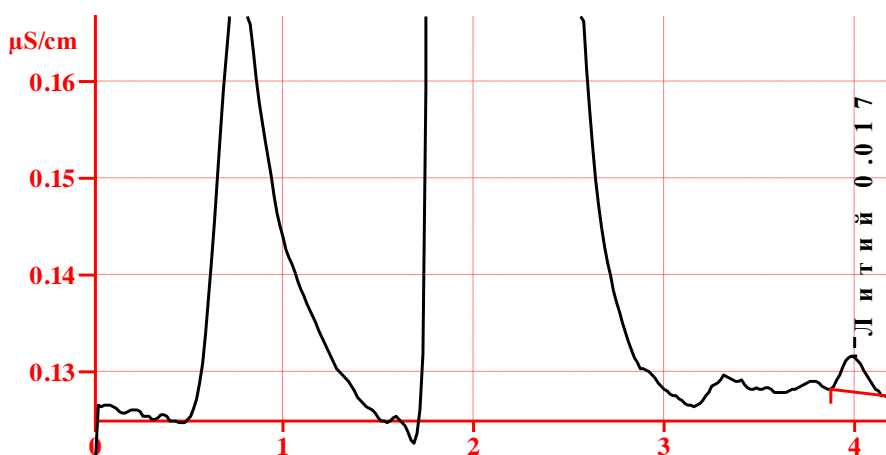


Рис. 3. Хроматограмма для раствора с  $C(\text{Li}^+) = 0,0167$  мг/л (скорость потока элюента 0,7 мл/мин)

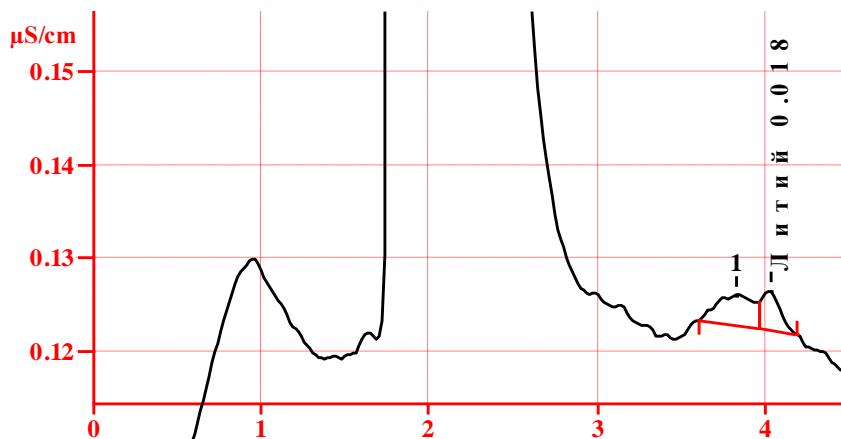


Рис. 4. Хроматограмма для раствора с  $C(\text{Li}^+) = 0,01$  мг/л (скорость потока элюента 0,7 мл/мин)

При высоких концентрациях ионов лития наблюдается сильная асимметрия пика – 0,612 (рис. 5), вызванная перегрузкой колонки, которая приводит к смещению времени выхода пика и, возможно, к неточностям в расчетах.

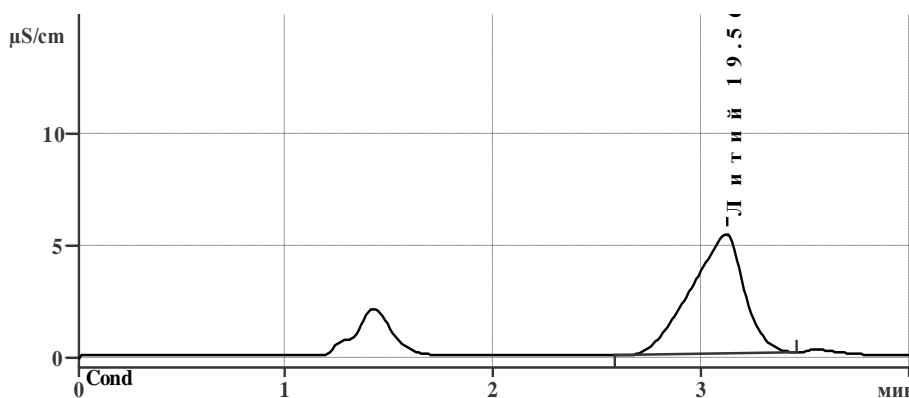


Рис. 5. Хроматограмма для калибровочного раствора с  $C(\text{Li}^+) = 20$  мг/л

В ходе работы нами построен калибровочный график, представляющий собой линейный график зависимости концентрации от площади пика, проходящий через начало координат (рис. 6).

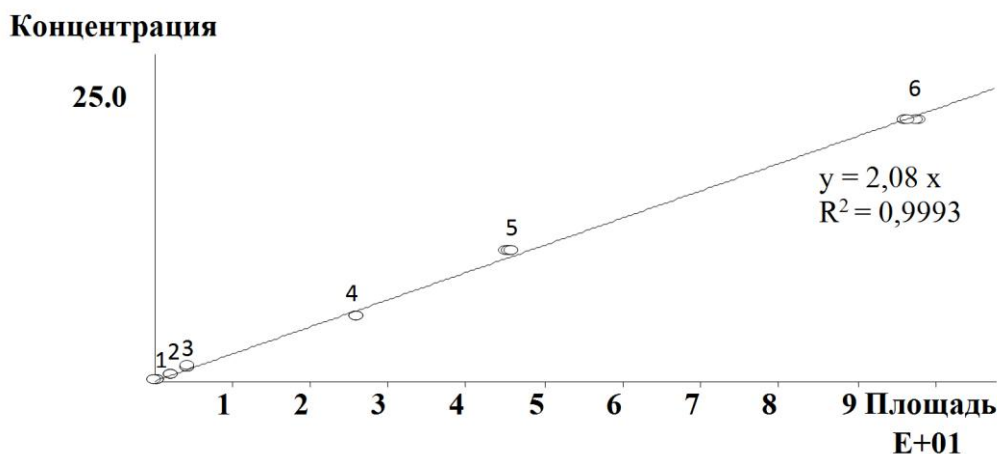


Рис. 6. Калибровочный график для определения концентрации лития

Таким образом, использование катионной колонки Shodex позволяет определять ионы лития в концентрациях от 0,0167 до 10 мг/л при скорости потока элюента 0,7 мл/мин. При концентрациях лития в реальных пробах выше 10 мг/л можно использовать прием разбавления пробы, при концентрациях ниже 0,0167 мг/л – метод добавок. Дальнейшие исследования будут направлены на подбор условий хроматографического разделения для снижения нижнего предела определения ионов лития.

Дополнительный резерв увеличения точности хроматографического анализа и снижения предела определения связан с применением математических методов анализа данных. Увеличенная погрешность анализа при малых концентрациях определяемого иона связана с влиянием соседних хроматографических пиков (для иона лития это «системный» пик, обусловленный быстрым прохождением через колонку несорбируемых ионов, и пик иона натрия), которые могут иметь площадь, на несколько порядков превосходящую площадь пика лития. Общепринятый способ отделения пика от фона не учитывает форму «крыльев» соседних пиков, что является одним из источников ошибок при измерении малых концентраций. Уменьшить эту ошибку можно путём аппроксимации хроматограммы суммой элементарных математических функций, параметры которых дают возможность прямого расчёта искомой площади пика.

Сложность задачи заключается в том, что стабильность формы пиков невысока, что затрудняет их аналитическое описание (особенно это характерно для малых пиков на фоне крыльев больших). Мы предлагаем следующее решение. Каждый пик хроматограммы представляется суммой нескольких гауссовых функций (от одной до трёх), что позволяет с достаточно высокой точностью учесть параметры асимметрии и эксцесса. Подгонку параметров аппроксимации под данные эксперимента мы выполняли при помощи пакета Microsoft Excel. Хроматограмма штатной программой обслуживания хроматографа «МультиХром 2.4» экспортировалась в текстовый файл, который затем загружался в Excel, и надстройкой «Поиск решения» минимизировалась сумма квадратов отклонений рассчитанных значений электропроводности от измеренных путём варьирования параметров дифференциальных кривых нормального распределения и постоянной составляющей. Площадь пика иона лития оценивалась как сумма высот трёх гауссовых кривых, описывающих форму этого пика (учитывая, что площадь под кривой нормального распределения равна единице независимо от величины стандартного отклонения).

Результаты разделения на компоненты одной из хроматограмм для концентрации иона лития 0,05 мг/л показаны на рис. 7.

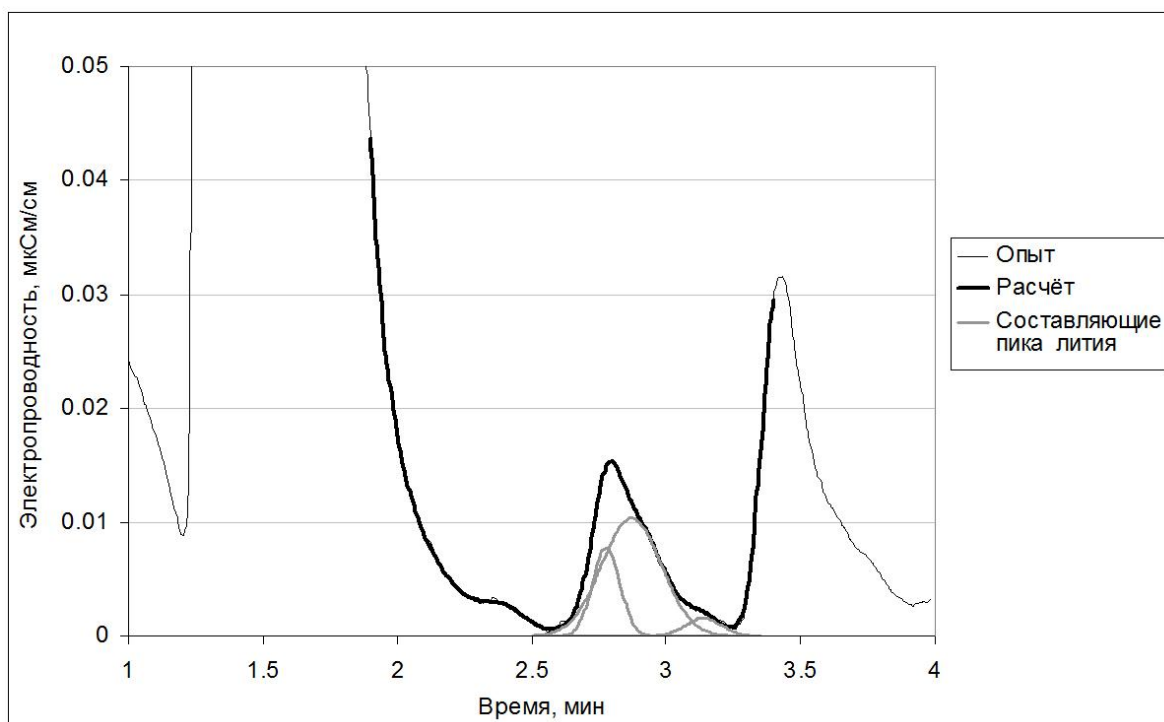


Рис. 7. Разделение хроматограммы на компоненты,  $C(\text{Li}^+) = 0,05$  мг/л

Такой способ определения площади хроматографических пиков даёт несколько большие значения по сравнению с программой «Мультихром», но в серии из 5 измерений при концентрации иона лития 0,05 мг/л был получен коэффициент вариации (отношение среднеквадратического отклонения к среднему значению) в 3,6 раза меньше по сравнению с традиционным методом (0,083 и 0,30 соответственно). Относительная погрешность определения концентрации иона лития при доверительной вероятности 95% составила 10,3% при разделении пиков методом наименьших квадратов и 37,0% при определении площади пиков программой «Мультихром».

### Литература

ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Минздрав России, 2003. 100 с.

Увлекательно о фармакогнозии: Литий [Электронный ресурс] <http://pharmacognosy.com.ua/index.php/makro-i-mikro-chudesa/litij-normalnaya-psykhika>

Уткин В. В. Завод у двуречья. Кирово-Чепецкий химический комбинат: строительство, развитие, люди. Киров: Дом печати «Вятка», 2005. Т. 2 (1947–1953). 160 с.



## РАЗРАБОТКА ИНСТРУМЕНТАЛЬНЫХ МЕТОДИК И ПОРТАТИВНОГО ОБОРУДОВАНИЯ ДЛЯ ВЫПОЛНЕНИЯ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИХ ХИМИКО-ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЕКТОВ СТУДЕНТОВ И ШКОЛЬНИКОВ

*Е. Н. Резник<sup>1</sup>, Т. Л. Резник<sup>2</sup>, Г. П. Шишкин<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, reznick@yandex.ru,*

<sup>2</sup> *Вятская гуманитарная гимназия, reznick@yandex.ru,*

<sup>3</sup> *Кировская государственная медицинская академия, shgp45@mail.ru*

Проведение экспериментальных экологических исследований в образовательных учреждениях является эффективной формой экологического образования (Экологический мониторинг, 2006).

Применение инструментальных методов в экологических исследованиях придает им особую ценность. В этом случае достигается интеграция знаний в различных областях экологии, биологии, химии, физики вырабатываются навыки работы на аналитическом оборудовании. Целесообразно включать в программы дополнительного образования в области естественных наук для одаренных школьников выполнение исследовательских химико-экологических проектов (Резник, Резник, 2013).

Современные аналитические приборы дефицитны, дороги, достаточно сложны в использовании и поэтому не могут широко применяться при выполнении химико-экологических проектов, выполняемых студентами и школьниками. В связи с этим сохраняет актуальность работа по разработке и достаточно простых инструментальных методик пригодных для проведения массовых анализов.

Перспективным направлением является использование цифровой фотографии с последующей компьютерной обработкой полученных изображений. Этот метод позволяет успешно исследовать спектры отражения различных объектов. При этом метрологические характеристики результатов анализа не уступают определениям, полученным при помощи специализированных спектроскопических аналитических приборов (Апяри и др. 2011).

Цифровая фотография применялась нами для качественной оценки влияния антропогенных факторов на спектр диффузного отражения листа растения. В качестве примера можно привести использование программы «Фотошоп 7.0» для исследования влияния катионов металлов на цветовые характеристики проростков пшеницы (Демина, Резник, 2015).

Эксперимент проводили в условиях модельного лабораторного опыта. Объектами исследования являлись проростки ячменя сорта Новичок. Проростки выращивали на водной культуре в течение 7 суток. За сутки до эксперимента в среду выращивания добавляли модельные токсиканты: раствор ацетата свинца (10000 ПДК по свинцу) и нефтяная эмульсия (содержание нефти 0,01 г/100 мл). Контроль – дистиллированная вода.

Из каждого варианта случайным образом отбирали три проростка. Участки листьев фотографировали при помощи компактной цифровой фотокамеры Canon. Камера располагалась параллельно поверхности листа растения на расстоянии 10 см. Для каждого из проростков получено по три увеличенных в 24 раза изображения участков поверхности листа размерами 4,17 Ч 6,25 мм.

Для выявления различий между вариантами изображения анализировали при помощи программы «Фотошоп 7.0». Рассчитывали средние значения для вариантов опытов в красном, зеленом и синем каналах следующих показателей гистограмм яркости:

- Mean (Среднее) – показывает усредненное значение интенсивности.
- Standard deviation (StdDev) (Стандартное отклонение) – показывает, как величина интенсивности изменяется в различных точках, фактически характеризует степень разброса значений яркостей пикселей.
- Median (Медиана) – показывает среднюю величину в пределах значений интенсивности.

Сравнение гистограмм показало, что показатель StdDev по красному и зеленому каналу достоверно увеличивается при воздействии на проростки ячменя антропогенных факторов: внесения в питательную среду свинца и нефтепродуктов.

Вероятной причиной зависимости показателя StdDev от загрязнения питательной среды может являться увеличение пространственной неоднородности в локализации пигментов листьев вызванное неблагоприятным воздействием исследованных факторов на развитие растения.

В ряде случаев для проведения измерения цветовых характеристик тест-объектов (листьев растений, вытяжек пигментов и т. п.) использовали свободно распространяемую в сети ИНТЕРНЕТ программу «Спектр-анализатор» (Программа «Спектр-Анализатор»). Получив цветное цифровое изображение, возможно проведение оценки относительной интенсивности отражения света в различных спектральных диапазонах.

Многие биоиндикаторные организмы, например, лишайники представляют собой фрактальные структуры. Применение методов фрактальной геометрии может позволить получить информацию об их экологическом состоянии.

Одним из наиболее простых методов определения фрактальной размерности объекта является компьютерная обработка его цифрового изображения.

Вычисление фрактальной размерности производили при помощи компьютерной программы (Зяблицев и др., 2009). Для работы с программой требуются цифровые фотографии или отсканированные изображения лишайников. Масштаб изображения не важен, поскольку данный показатель не влияет на фрактальную размерность.

Определение фрактальной размерности и изучение спектра отражения по цифровым фотографиям лишайников дает основу для разработки перспективных методов лишайноиндикации менее трудоемких и более удобных для проведения массовых анализов (Рутман, Резник, 2016).

Таким образом, методы компьютерной обработки цифровых фотографий могут быть успешно использованы школьниками и студентами для оценки влияния антропогенных факторов на состояние биоиндикационных организмов

Многие природные объекты, например, кора деревьев, торф, древесина, почва и т. п. представляют собой пористые структуры, обладающие развитой внутренней поверхностью, которая активно сорбирует загрязняющие компоненты. Особенно высокой поглощающей способностью обладает торф. Торфяные сорбенты являются перспективными водоочистителями. Однако торф находящийся вблизи промышленных районов в течение многих лет накапливает тяжелые металлы и при его использовании может стать источником их поступления в окружающую среду.

Важными характеристиками пористых структур, знание которых необходимо при экологических исследованиях, являются объем пор, плотность дисперсной фазы. Применяемое для определения этих характеристик оборудование не годится для работы в полевых условиях.

Нами было предложено простое манометрическое устройство, основанное на использовании газовых законов (Резник, Шишкин, 2003).

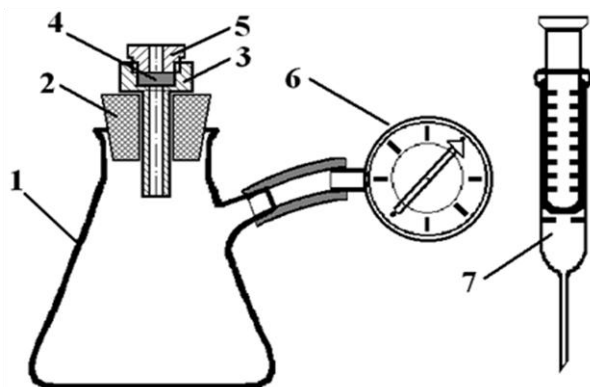


Рис. Схема установки для определения собственного объема пористых и сыпучих тел в полевых условиях

Предлагаемое устройство представлено на рисунке. Оно включает: измерительную колбу с боковым отводом 1; пробку 2, в которой закреплена втулка 3 с резиновой прокладкой 4, уплотненной гайкой 5; внутренний объем колбы соединен резиновым шлангом с манометром 6; для ввода воздуха во внутренний объем колбы используется медицинский шприц со стеклянным поршнем 7.

Для определения внутреннего объема в колбу, при помощи шприца вводят определенное количество газа  $\Delta V$ , например, полный объем шприца и определяют по манометру давление  $P_1$ . Затем вводят дополнительное количество газа, предположим еще один объем шприца, и снова определяют давление  $P_2$ . Так как количество воздуха в колбе меняется, для расчета необходимо использовать уравнение состояния идеального газа, откуда:

$$V_0 = \frac{\Delta \nu RT}{P_2 - P_1}.$$

В данной работе описаны только некоторые методики для выполнения исследовательских химико-экологических проектов студентов и школьников.

Учитывая возрастающую актуальность экологических исследований и необходимость воспитания экологической культуры подрастающего поколения в учебных заведениях, следует вести систематическую работу в указанном направлении. Эта работа может проводиться в различных формах, как в школах, так и в вузах. Весьма полезной может быть совместная научно-исследовательская работы школьников и студентов.

### Литература

Апяри В. В., Дмитриенко С. Г., Золотов Ю. А. Аналитические возможности цифровых цветометрических технологий. Определение нитрит-ионов с использованием пенополиуретана // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 2. Химия. 2011. № 1. С. 36–42.

Демина Н. С., Резник Е. Н. Влияние ионов меди, алюминия и свинца на характер спектров отражения проростков пшеницы // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. Всерос. науч.-практ. конф. Киров: Веси, 2015. С. 11–13.

Зяблицев В. Е., Резник Е. Н., Будникова А. С., Путилов П. В., Рафеенкова С. И. Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2009616193. Программа для ЭВМ «Расчет фрактальных структур». Правообладатель: ГОУ ВПО «ВятГГУ» (RU). Зарегистрировано в Реестре программ для ЭВМ 10 ноября 2009 г.

Резник Т. Л., Резник Е. Н. Концепция программы дополнительного образования в области естественных наук для одаренных школьников 8–11 классов // Теоретические и прикладные вопросы науки и образования: Сб. науч. трудов по материалам Междунар. науч.-практ. конф. 31 августа 2013 г.: в 5 частях. Ч. 1. Тамбов: Изд-во ТРОО «Бизнес-Наука-Общество», 2013. С. 127–129.

Резник Е. Н., Шишкин Г. П. Измерение атмосферного давления и свободного объема пористых тел манометрическим методом. Учеб. физ. 2003. № 2. С. 42–44, 72.

Рутман В. В., Резник Е. Н. Применение фрактального анализа изучения цветометрических характеристик в лишеноиндикации // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 1. (28–29 апреля 2016 г.). Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 328–331.

Экологический мониторинг: Учебно-методическое пособие / Под ред. Т. Я. Ашихминой. М.: Академический Проект, 2006. 416 с.

Программа «Спектр-Анализатор» [Электронный ресурс] <http://www.softoban.com/software/detail/24705.html>

## ДИНАМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ТЕХНИЧЕСКИХ И МЕТРОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК БИОИНДИКАТОРОВ И БИОАНАЛИЗАТОРОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ

*З. Л. Баскин*

*Вятский государственный университет, baskin.zakhar@mail.ru*

Воздушная среда – это динамический природный и техногенный объект. Однако, не редко в эколого-аналитическом контроле (ЭАК) она рассматривается как статический объект. Так с помощью БИ и БА до настоящего времени ее загрязнение оценивают периодически, качественно, часто субъективно, не определяя состав и концентрацию токсичных веществ, воздействовавших на БИ и БА в периоды между проведением оценки.

Современный уровень аналитической техники позволяет определять метрологические характеристики БИ и БА и осуществлять объективный количественный анализ атмосферного воздуха, определяя динамику его загрязнения.

Для решения этой задачи разработаны и применяются в аналитических целях:

- динамические установки «МИКРОГАЗ-Ф» со стабильными источниками микропотоков газов и паров (СИМГП) «Микрогаз» для непрерывного приготовления многокомпонентных поверочных газовых смесей (ПГС) с заданными концентрациями микропримесей токсичных газов и паров, пригодные для создания и поддержания атмосфер заданного состава в замкнутых объектах;

- способы исследования твердых селективных сорбентов для активного и пассивного непрерывного сорбционного пробоотбора (НСП);

- полимерные климатические камеры, пригодные для исследования БИ и БА;

- способы непрерывной продувки ПГС через климатические камеры с БИ и БА;

- непрерывные хроматографические методы (НХМ) анализа и промышленные газовые хроматографы «ТОКСИГАЗ-Ф» для определения состава и концентрации дозируемых токсичных веществ в камерах с исследуемыми БИ и БА;

- инструментальные методы измерения реакции БИ и БА на токсичные вещества.

Эти методы и средства позволят аттестовать БИ и БА как технические средства измерений и применять их для непрерывной количественной индикации и анализа загрязнения контролируемых природных и техногенных объектов.

В статье сформулирован общий подход к проведению работы. Приведены функциональные схемы установок для исследования БИ и БА, даны схемы и характеристики приборов, пригодных для измерения характеристик БИ и БА.

Работа актуальна. Предлагаемые технические решения обладают научной новизной. Очевидна ожидаемая полезность изучения возможностей применения БИ и БА для количественного измерения степени загрязнения воздушной среды на техногенных и природных объектах.

### ***1. Системный подход к газоаналитическому контролю***

Для изучения возможности применения растительных БИ и БА в качестве технических средств измерений с нормированными метрологическими характеристиками целесообразно применить системный подход к аналитическому контролю, исследованный нами при разработке непрерывных хроматографических методов (НХМ) промышленного (автоматического) анализа воздуха и выбросных технологических газов. Этот подход основан на изучении:

- особенностей статических и динамических объектов (СО и ДО);

- известных методов и средств технолого-аналитического и эколого-аналитического контроля (ТАК и ЭАК);
- задач ТАК и ЭАК ДО,
- алгоритма ТАК и ЭАК ДО,
- методов и средств пробоотбора,
- статических и динамических характеристик сорбентов для НСП,
- способов и устройств непрерывного хроматографического анализа,
- обработки полученных результатов,
- метрологического обеспечения измерений.

### ***1.1 Статические и динамические объекты контроля***

Все антропогенные, техногенные и природные объекты ТАК и ЭАК делятся на статические и динамические.

Статические объекты (СО) – это вещества, материалы, изделия, технологическое оборудование, здания, сооружения. Они стабильны во времени и не изменяют свои параметры в течение цикла периодического анализа отобранных разовых проб. Поэтому такой анализ может достоверно характеризовать их состав, если пробы представительны и правильно выбраны критерии пробоотбора. Главное в АК СО – определение состава отобранной пробы, введенной в аналитический прибор.

Динамические объекты (ДО) не стабильны во времени. Это процессы на техногенных объектах в промышленности, сельском и коммунальном хозяйствах и природных объектах – воздухе, воде, почве. ДО изменяют свои параметры в течение цикла работы. Часто эти изменения носят случайный характер.

Периодический отбор и анализ разовых проб на этих объектах во всех случаях не может достоверно характеризовать изменение их состава. Он не информативен, не достоверен, трудоемок и поэтому недопустим. Главное в АК ДО – получение достоверной оперативной и статистической информации об изменении состава и концентрации анализируемых веществ в контролируемом объекте за время контроля .

Интенсификация технологических и экологических процессов в ДО и случайные изменения контролируемых параметров определили необходимость создания и развития методов и средств автоматизации получения этой информации. Вместе с тем, до настоящего времени во многих случаях аналитический контроль процессов в ДО еще осуществляют статическими методами путем периодического лабораторного анализа разовых проб (часто случайных и не представительных). Это приводит к недопустимой погрешности измерений и неправильным научным, техническим и управленческим решениям.

### ***1.2 Задачи техноаналитического и экоаналитического контроля ДО***

Основным операциям ЭАК и ТАК являются:

- контроль источников загрязнения, включающий измерение экологически значимых параметров технологических процессов и измерение состава,

расхода и количества организованных выбросов (технологических выбросных газов);

– контроль воздушной среды – экоаналитический контроль, включающий

– измерение состава неорганизованных выбросов (утечек из технологического оборудования), выделения токсичных газов из химических веществ, материалов и изделий в воздух рабочих, производственных, жилых и природных зон;

– индивидуальный химический дозиметрический контроль по аналогии с индивидуальным радиационным дозиметрическим контролем;

– токсикологический контроль, включающий измерение концентрации загрязняющих веществ (ЗВ), выделяющихся из продуктов и товаров производственного и бытового назначения, исследование воздействия токсичных веществ на животных и растения в динамических условиях, соответствующих рабочим, установление предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочных безопасных уровней воздействия (ОБУВ) ЗВ.

### ***1.3 Алгоритм ЭАК и ТАК динамических объектов***

К основным операциям ЭАК и ТАК относятся: пробоотбор, анализ отобранных проб, обработка результатов анализов, метрологическое обеспечение измерений.

От точности каждой из этих операций зависят: правильность принимаемых технических и управленческих решений, эффективность контролируемых технологических процессов, качество выпускаемой продукции, экологическая безопасность людей в производственных и жилых зонах.

### ***1.4 Способы пробоотбора***

Пробоотбор – наиболее трудоемкая и наименее точная операция аналитического контроля. Более 90% суммарной погрешности измерений связано с пробоотбором. По времени отбора проб способы пробоотбора классифицируют на 4 вида: разовый мгновенный пробоотбор – РМП, разовый сорбционный пробоотбор – РСП, непрерывный пробоотбор – НП, непрерывный сорбционный пробоотбор – НСП.

### ***1.5 Непрерывный сорбционный пробоотбор***

В наибольшей мере требованиям к пробоотбору в промышленном эколого-аналитическом контроле ДО соответствует непрерывный сорбционный пробоотбор (НСП). НСП – это процесс непрерывного концентрирования примесей анализируемого вещества (АВ) из контролируемой газовой смеси на селективном преимущественно твердом сорбенте. НСП обеспечивает отбор представительных проб и требуемую чувствительность определения АВ.

НСП, осуществляемый за счет диффузии молекул АВ из контролируемой среды в слой сорбента под действием градиента его концентрации в среде и сорбенте, назван пассивным сорбционным пробоотбором (ПСП).

Требования, тенденции, перспективность применения методов ПСП в ЭАК и ТАК в газоаналитическом контроле:

**Непрерывный ПСП** на твердых селективных сорбентах применим:

- для автономного автоматизированного эколого-аналитического контроля и мониторинга воздуха в производственных, санитарно-защитных, жилых и природных зонах;
- при проведении геохимической разведки месторождений нефти и газа, газоносных пород угольных месторождений,
- при определении газовыделений на свалках промышленных и бытовых отходов;
- при определении технических и метрологических характеристик пробоотборных устройств;
- при исследовании технических и метрологических характеристик БИ и БА.

**НСП** путем адсорбции АВ из постоянного контролируемого газового потока, проходящего через слой сорбента, назван активным сорбционным пробоотбором (АСП). АСП является представительным во всех случаях применения в ЭАК. Он исключает неконтролируемое изменение концентрации анализируемых веществ в контролируемом объекте и делает контроль фактически непрерывным. АСП на твердых селективных сорбентах позволил осуществить наиболее информативный непрерывный хроматографический анализ ЗВ в воздухе и перейти от периодического анализа разовых проб к непрерывному контролю процессов.

**Непрерывный АСП** на твердых селективных сорбентах не заменим при промышленном контроле загрязнения воздуха рабочих зон, выбросных технологических газов и атмосферного воздуха в жилых зонах. АСП обеспечивает получение представительных проб, снижение пределов обнаружения АВ, позволяет автоматизировать операции пробоотбора и анализа, упростить конструкции основных узлов газоаналитической аппаратуры и уменьшить погрешности измерений.

У сорбентов, предназначенных для НСП, предварительно исследуют статическую и динамическую сорбционную емкость до проскока АВ через слой сорбента и его насыщения, выбирают параметры сорбционных устройств, режимы сорбции, десорбции и регенерации сорбентов, используя для этого хроматографические методы.

НСП представительный во всех случаях эколого-аналитического контроля. Он исключает неконтролируемое изменение концентрации и количества определяемых веществ и делает контроль фактически непрерывным. При НСП следует иметь в виду неизбежное усреднение кратковременных изменений концентрации АВ за цикл пробоотбора и необходимость использования стабильных во времени сорбентов, сохраняющих свои сорбционные свойства при многократной сорбции, десорбции и регенерации.

НСП на твердых селективных сорбентах позволил осуществить непрерывный автоматический хроматографический анализ токсичных органических и неорганических соединений фтора и хлора в воздухе рабочих зон.

Для концентрирования примесей газов при НСП выбирают твердые селективные сорбенты, у которых межмолекулярное взаимодействие сорбата



с поверхностью сорбента гораздо сильнее взаимодействия газа-носителя с ним. Используются цеолиты – алюмосиликатные молекулярные сита NaX, CaX, CaA и др., углеродные молекулярные сита СКН, СКС, СУГС, углеволокнистые нетканые материалы УВНМ, соли щелочных и щелочноземельных металлов, волокнистые ионообменные нетканые материалы ВИОН, полимерные сорбенты на основе сверхсшитого полистирола и другие.

### ***1.6 Непрерывные хроматографические методы анализа***

Благодаря разработке специализированных аналитических комплексов, включающих в себя средства непрерывного сорбционного пробоотбора (НСП), автоматического хроматографического анализа отобранных проб и метрологического обеспечения измерений динамическими методами в условиях, соответствующих рабочим, были созданы непрерывные хроматографические методы анализа – НХМА. Под непрерывными хроматографическими методами анализа загрязняющих веществ в воздухе и технологических газах мы понимаем методы, основанные на непрерывном сорбционном пробоотборе и периодическом хроматографическом определении средних значений концентраций анализируемых веществ, сорбированных за цикл контроля, при метрологическом обеспечении хроматографов в комплекте с устройствами пробоотбора и пробоподготовки динамическими методами в условиях, соответствующих рабочим.

НХМА – это новое направление автоматического и автоматизированного газоаналитического контроля динамических объектов, прежде всего воздуха рабочих, жилых и природных зон и выбросных технологических газов.

НХМА могут быть эффективно использованы для изучения количественного воздействия ЗВ на растения, животных и другие биологические объекты.

### ***2. Применение НХМА для биомониторинга воздушной среды***

Для комплексной оценки состояния природных объектов и экосистем все более широко применяются инструментальные методы и средства биоиндикации, биотестирования и биоанализа. Биомониторинг (БМ) – это составная часть экомониторинга. Индикаторные растения и животные становятся мониторами. Они служат для качественной оценки загрязнения объектов среды обитания, но еще не стали техническими средствами измерения, пригодными для количественного определения состава и концентрации загрязняющих веществ в воздушной среде

НХМА в комплекте с СИМГП «Микрогаз» и динамическими установками «МИКРОГАЗ – ФМ» могут быть применены:

- для создания и поддержания защитных атмосфер заданного состава в климатических камерах при биологических исследованиях;
- для изучения количественного воздействия ЗВ на растения, животных и другие биологические объекты;
- для определения технических и метрологических характеристик биоиндикаторов и биоанализаторов.

Функциональная схема автоматической установки УКГА 20 для контроля газовыделений из промышленных и бытовых товаров и других токсикологических исследований (рис. 1). На базе этой установки разработана функциональная схема автоматизированной установки для исследования технических и метрологических характеристик биоиндикаторов и биоанализаторов (рис. 2).

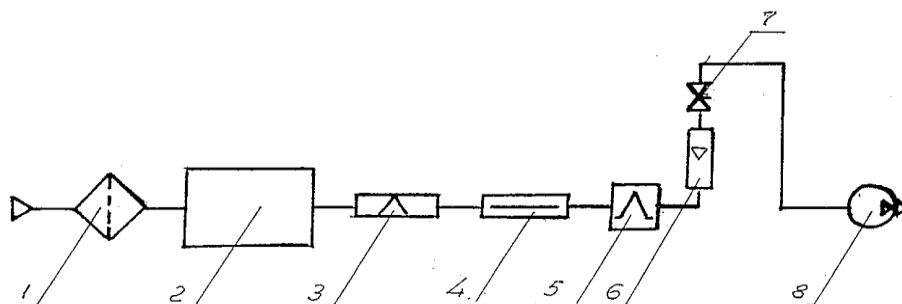


Рис. 1. Автоматическая одноканальная установка контроля газовыделений УКГА

Схема функциональная: 1 – фильтр воздуха, 2 – камера контроля газовыделений, 3 – адсорбционная колонка (ПСТ), 4 – хроматографическая колонка, 5 – детектор, 6 – ротаметр, 7 – регулирующий вентиль, 8 – вакуум-насос.

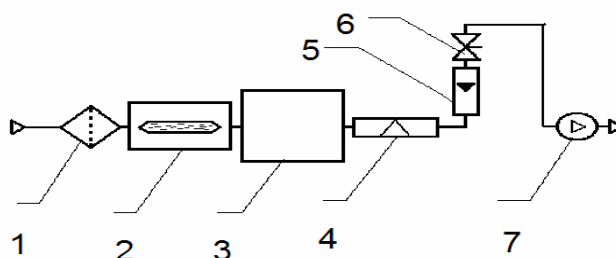


Рис. 2. Установка для исследования характеристик биоиндикаторов  
1 – фильтр; 2 – СИМПГ «Микрогаз»; 3 – климатическая камера;  
4 – адсорбционная колонка; 5 – ротаметр; 6 – регулирующий вентиль;  
7 – вакуумный насос.

Критериями количественного техноаналитического и экоаналитического контроля динамических объектов с помощью биологических индикаторов и анализаторов являются: непрерывный сорбционный пробоотбор, непрерывный хроматографический анализ отобранных проб, непрерывные динамические методы метрологического обеспечения измерений и приготовления поверочных газовых смесей.

Для повседневного контроля качества техноаналитического и экоаналитического биоаналитического контроля необходимо, чтобы БИ и БА стали рабочими средствами измерений (рабочими мерами) с нормированными техническими и метрологическими характеристиками.

#### Литература

Баскин З. Л. Промышленный аналитический контроль. Хроматографические методы анализа фтора и его соединений. М.: Энергоатомиздат, 2008. 224 с.

## БЕНЗ(А)ПИРЕН В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

*В. А. Титова, М. А. Анисимова, В. А. Скопин*  
*Вятский государственный университет, nial208539@mail.ru*

Бенз(а)пирен – ароматическое соединение из группы полициклических углеводородов, вещество первого класса опасности, химически устойчив. Бенз(а)пирен является химическим канцерогеном, оказывает также мутагенное действие.

Образуется при сгорании углеводородного жидкого, твёрдого и газообразного топлива, сжигании отходов. Бенз(а)пирен содержится в табачном дыме, в выбросах автотранспорта, в копчёных пищевых продуктах, жирах, злаках.

В масло переходит до 95% бенз(а)пирена, содержащегося в семенах. Наиболее вероятный путь поступления бенз(а)пирена – это сушка семян дымовыми газами, которые содержат продукты неполного сгорания топлива, в том числе, и полициклические ароматические углеводороды.

Высокая концентрация бенз(а)пирена определяется в воздухе при жаркой летней погоды. Источником является асфальт. Преимущественно бенз(а)пирен накапливается в почве. Из почвы поступает в растения и продолжает своё движение дальше в пищевой цепи.

Бенз(а)пирен может долго мигрировать из одних объектов в другие. В результате многие объекты окружающей среды, не обладающие способностью синтезировать бенз(а)пирен, становятся его вторичными источниками.

Предельно-допустимые концентрации бенз(а)пирена в объектах окружающей среды:

- воздух населенных мест (среднесуточная ПДК) – 0,001 мкг/м<sup>3</sup>;
- воздух рабочей зоны – 0,15 мкг/м<sup>3</sup>;
- почва – 0,02 мг/кг;
- вода – 0,000001 мг/л;
- питьевая вода централизованного водоснабжения – 0,000005 мг/л.

Из сотен полициклических ароматических углеводородов различного строения, обнаруженных в объектах окружающей среды, бенз(а)пирен наиболее приоритетен для наблюдения.

Контроль содержания бенз(а)пирена в объектах окружающей среды проводится методом жидкостной хроматографии, который и применяется в аккредитованной научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного университета (Аттестат аккредитации № RA.RU.518374).

Метод измерения содержания бенз(а)пирена в различных средах основан на экстракции бенз(а)пирена из проб хлористым метиленом, концентрировании экстракта, очистки его методом колоночной хроматографии, хроматографическом разделении, регистрации сигнала компонентов с использованием флуоресцентного детектора, идентификации пика бенз(а)пирена на хро-

матограмме по времени удерживания и расчете массовой доли бенз(а)пирена в пробе с использованием градуировочной зависимости.

Специалистами научно-исследовательской экоаналитической лаборатории ВятГУ бенз(а)пирен определяется в различных объектах окружающей среды: почвах и грунтах, донных отложениях, осадках сточных вод, отходах производства и потребления, в природных и сточных водах, в атмосферном воздухе и промышленных выбросах.

В 2016 г. специалистами научно-исследовательской экоаналитической лаборатории ВятГУпо договорам для предприятий Кировской области проанализировано на содержание бенз(а)пирена 216 проб объектов окружающей среды, в том числе: почва – 167; промышленные выбросы – 30; воздух рабочей зоны – 15; атмосферный воздух – 3; вода – 1.

Кроме того, на базе научно-исследовательской экоаналитической лаборатории были проведены работы по исследованию сигарет различных марок на содержание бенз(а)пирена в табачном дыме.

Полученные результаты подтверждают присутствие бенз(а)пирена в отдельных пробах воздуха рабочей зоны, промышленных выбросах, почвы и табачном дыме.

Анализ промышленных выбросов на определение бенз(а)пирена проводился в основном от водогрейных котлов, крематоров, различных установок по сжиганию отходов типа «Форсаж», а так же котельных работающих на различном топливе: дровах, газе, мазуте, печном топливе. Содержание бенз(а)пирена напрямую зависит от характеристик и качества топлива, степени регулирования процесса горения и, прежде всего, от избытка воздуха и температуры. Бенз(а)пирен присутствует в дымовых газах, копоти и саже, оседающих в дымоходах и на поверхностях, имеющих контакт с дымом, смолистых веществах содержащихся в продуктах сгорания.

Присутствие бенз(а)пирена в почвах и грунтах на территориях, прилегающих к автомагистралям, объясняется его содержанием в выхлопных газах автотранспорта. Следует заметить, что одна автомашина при движении выбрасывает в среднем 1 мкг бенз(а)пирена в минуту.

Таким образом, проведённые работы ещё раз подтверждают необходимость контролировать объекты окружающей среды на содержание бенз(а)пирена, особенно промышленные выбросы в атмосферу и почву.

#### Литература

<https://ru.wikipedia.org/wiki/Бензпирен>

## РОЛЬ АККРЕДИТОВАННОЙ АНАЛИТИЧЕСКОЙ ЛАБОРАТОРИИ В УНИВЕРСИТЕТЕ

*В. А. Титова*

*Вятский государственный университет, nial208539@mail.ru*

В последние годы всё больше высших учебных заведений России подают заявки в Федеральную службу по аккредитации на проведение процедуры аккредитации своих аналитических лабораторий.

Аналитические лаборатории высших учебных заведений решают различные исследовательские задачи. Цель исследований лабораторий заключается в определении содержания каких-либо веществ и их количества в пробах анализируемых объектов.

Аккредитация испытательной лаборатории – это официальное признание полномочным органом компетентности лаборатории проводить конкретные испытания или конкретные виды испытаний в определенной области деятельности. Наличие аккредитации подтверждает способность лаборатории удовлетворить требования заказчиков в области испытаний, измерений или исследований, её техническую компетентность при выполнении определенных видов работ.

Основная цель аккредитации лаборатории связана с обеспечением единства измерений и взаимного признания результатов исследований. Если лаборатория имеет аккредитацию в определенной сфере деятельности, то это значит, что её результаты являются точными и надежными.

Какова роль аккредитованной аналитической лаборатории в университете?

Научно-исследовательские работы, проводимые преподавателями, сотрудниками, аспирантами, магистрантами, студентами университета в большинстве своём требуют качественных и достоверных лабораторных исследований и испытаний, которыми может обеспечить аккредитованная лаборатория, имеющая официальное признание компетентности в выполняемой сфере деятельности.

Проведение испытаний на базе аккредитованной лаборатории учит правильной организации работ по выбору методик измерений, применению средств измерений, испытательного и вспомогательного оборудования; метрологическому обеспечению измерений современным требованиям; соблюдению других основных стандартов и норм, обеспечивающих достоверность исследований и измерений. Выпускники высшего учебного заведения, проходя обучение на базе аккредитованной лаборатории, практически готовы к работе в лабораториях предприятий и организаций.

Работы, выполняемые на договорной основе с предприятиями и организациями, включающие лабораторные исследования, обязательно должны подтверждаться данными аккредитованных лабораторий.

У аккредитованной лаборатории ряд преимуществ. Преимущества связаны с маркетинговым положением лаборатории, её взаимодействием с заказчиками и потребителями услуг.

Основные преимущества аккредитованной лаборатории:

- гарантированное предоставление качественных услуг заказчикам и потребителям в заявленной области аккредитации;
- расширение доли рынка за счёт признания результатов работы заказчиками и потребителями;
- сокращение затрат времени на доказательства компетентности лаборатории;
- постоянное совершенствование деятельности лаборатории, повышение квалификации и компетентности персонала, связанные с соблюдением критериев аккредитации испытательных лабораторий.

В рамках научно-исследовательских работ по оценке состояния окружающей среды в Кировской области на базе аккредитованной научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного университета с 2010 г. проводятся химические и токсикологические исследования объектов окружающей среды.

В августе 2016 г. научно-исследовательская экоаналитическая лаборатория Вятского государственного университета (Аттестат аккредитации № RA.RU.518374) успешно прошла процедуру подтверждения компетенции в качестве аккредитованной испытательной лаборатории с расширением области аккредитации на 32 дополнительных показателя.

Объектами контроля аккредитованной научно-исследовательской экоаналитической лаборатории являются: промышленные выбросы, атмосферный воздух; вода природная, питьевая и сточная, снежный покров; донные отложения, ил, осадки сточных вод, шламы; почва и грунты; отходы производства и потребления; пробы растительного происхождения.

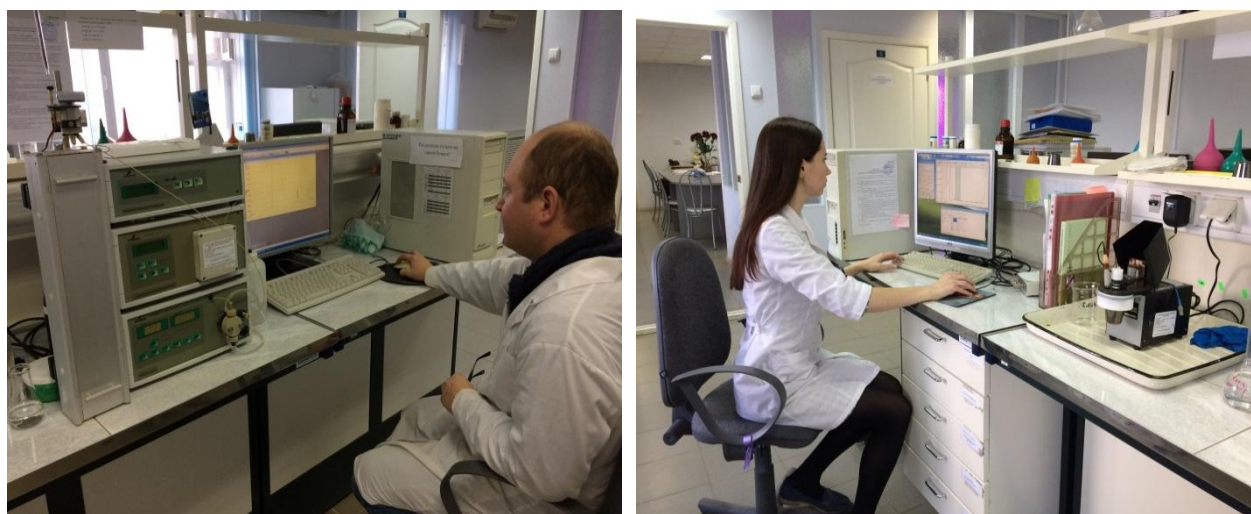


Рис. Научно-исследовательская экоаналитическая лаборатория Вятского государственного университета

В лаборатории работают специалисты, имеющие соответствующее образование, профессиональную подготовку и опыт работы в проведении исследований в заявленной области аккредитации.

Лаборатория оснащена современными высокоэффективными средствами измерения: (атомно-абсорбционная спектроскопия, газовая и жидкостная хроматография, инверсионная вольтамперометрия, ИК- и УФ-спектрофотометрия, флуориметрия, фотоколориметрия и др.), а также необходимым испытательным и вспомогательным оборудованием для отбора проб и пробоподготовки.

Количество определяемых показателей аккредитованной научно-исследовательской экоаналитической лабораторией: промышленные выбросы – 62; атмосферный воздух – 42; вода природная, питьевая и сточная, снежный покров – 66; почва и грунты – 26; донные отложения, ил, осадки сточных вод, шламы – 24; отходы производства и потребления – 24; пробы растительного происхождения – 7.

#### **Литература**

[http://www.kpms.ru/General\\_info/Akkreditation\\_laboratory.htm](http://www.kpms.ru/General_info/Akkreditation_laboratory.htm)

## СЕКЦИЯ 3 ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ ПОЧВ

### РАЗРАБОТКА И ПРИМЕНЕНИЕ РЕГИОНАЛЬНЫХ НОРМАТИВОВ КАЧЕСТВА ПОЧВ ПРИ ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО УЩЕРБА

*Д. В. Иванов*

*Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, water-rf@mail.ru*

Почва является одним из неотъемлемых компонентов биосферы Земли, выполняя в ней целый ряд важных экосистемных функций. Среди них в контексте рассматриваемой проблемы можно выделить депонирующую функцию и функцию природного буфера, смягчающих негативные эффекты от загрязнения для сопредельных природных сред. При химическом загрязнении значительная часть поступивших в почву поллютантов прочно фиксируется в составе ее поглощающего комплекса, препятствуя дальнейшей миграции в поверхностные и подземные воды, а также делая недоступными токсичные формы соединений для биоты. Краткосрочные и долговременные эффекты по отношению к природным системам, возникающие вследствие антропогенного загрязнения почв, тем не менее, всегда имеют место, и перед природоохранными органами стоит непростая задача оценить отклонения от нормального (до загрязнения) функционирования почв и выразить их в количественном выражении через размер ущерба. Указанная задача обычно решается путем комплекса мероприятий по исследованию химического состава и токсичности, определению ряда биологических параметров почв, но, как правило, на первое место выходит определение уровня их загрязнения. Эта, на первый взгляд тривиальная задача, встречает ряд сложностей на пути своего решения ввиду несовершенства (в определенной мере) методической основы для ее реализации. Особую остроту и дискуссионность, на наш взгляд, имеет оценка уровня загрязнения почв металлами как веществами, имеющими природное происхождение. Анализ огромного количества научных публикаций, а также практический опыт взаимодействия с природоохранными органами и арбитражными судебными инстанциями показывает, что в процедуре оценки ущерба от загрязнения почв металлами (как, впрочем, и нефтепродуктами) возможны различные толкования.

Рассмотрим «Методику исчисления размера вреда, причиненного почвам как объекту охраны окружающей среды» (2010) (далее – Методика), предназначенную для исчисления в стоимостной форме размера вреда, нанесенного почвам в результате нарушения законодательства РФ в области охраны окружающей среды, а также при возникновении аварийных и чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера. При исчислении в стои-



мостной форме размера вреда при химическом загрязнении почв базовым показателем выступает «степень загрязнения» ( $CЗ$ ), которая зависит от соотношения фактического содержания  $i$ -го химического вещества в почве ( $X_i$ ) к нормативу качества окружающей среды для почв ( $X_n$ ) и определяется по формуле:

$$C = \sum_{i=1}^n X_i / X_n$$

Согласно Методике, при отсутствии установленного норматива качества окружающей среды для конкретного химического вещества (ПДК или ОДК) в качестве значения  $X_n$  должно применяться значение концентрации этого химического вещества на сопредельной территории *аналогичного целевого назначения и вида использования*, не испытывающей негативного воздействия от данного вида нарушения. Иными словами, Методикой в принципе допускается использовать значения *фоновых концентраций* загрязняющих веществ. Однако рекомендуемое сравнение проб почв с загрязненных участков, с пробами почв, отобранными на сопредельных фоновых территориях, во многих случаях является некорректным. Действительно, результаты анализов фоновых проб почв, отобранных в непосредственной близости, могут значительно отличаться по количественному содержанию химических веществ. Например, при исследовании природной вариабельности содержания металлов в фоновых почвах южной тайги было установлено, что при отборе 15 смешанных образцов вариабельность в них металлов может достигать 200-600% (Бекецкая, Чернова, 2012).

Наличие региональных нормативов фонового содержания загрязняющих веществ применительно к *определенной категории земель* решает проблему необъективности отбора «фоновой» пробы. В этой связи нельзя не выделить проблему использования Методики при расчете размера вреда, причиненного почвам, для отдельных категорий земель, установленных Земельным кодексом РФ. Согласно СанПиН 2.1.7.1287-03 «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы», нормативы предельно- и ориентировочно допустимых концентраций загрязняющих веществ распространяются на «... почвы населенных пунктов, сельскохозяйственных угодий, зон санитарной охраны источников водоснабжения, территории курортных зон и отдельных учреждений». Это по сути своей означает, что в случае загрязнения иных категорий земель (лесного фонда; водного фонда; особо охраняемых природных территорий; природоохранного, рекреационного и историко-культурного назначения, входящие в категорию земель особо охраняемых территорий) указанные нормативы в отношении нарушителей природоохранного законодательства с юридической точки зрения не могут быть использованы. Во всяком случае, при возникновении спорных ситуаций, расчет и сумма причиненного почвам ущерба могут быть оспорены в судебном порядке.

Методика также не регламентирует совместное использование при расчете величины  $C$  различных групп нормативов при полиэлементном загрязнении. Предельно допустимые концентрации в почвах РФ установлены толь-

ко для валовых форм ртути, свинца, мышьяка и марганца, а также для подвижных форм элементов, извлекаемых ацетатно-аммонийным буфером с рН 4.8: свинца, меди, кобальта, никеля, цинка, хрома и марганца (ГН 2.1.7.2041-06). Ориентировочно допустимые концентрации (ГН 2.1.7.2511-09) нормируют валовое содержание в почвах мышьяка и пяти тяжелых металлов – кадмия, меди, никеля, свинца и цинка. Причем последние определяются в вытяжке 5н  $\text{HNO}_3$  согласно РД 52.18-191-89. Вместе с тем, доля металлов, извлекаемых кипящей азотной кислотой, не всегда сопоставима с валовым содержанием, определяемым по другим методикам, рекомендованным в РФ для целей экологического и санитарного контроля. Таким образом, возникает закономерный вопрос: можно ли производить расчет коэффициентов загрязнения по перечню элементов, используя одновременно три группы нормативов: ПДК, ОДК и фон? Пока он остается без ответа.

Практическим решением обозначенных выше проблем могли бы стать разработка и утверждение на уровне субъекта РФ региональных нормативов качества почв в отношении широкого перечня загрязняющих веществ с учетом природных геохимических факторов и характера антропогенной нагрузки для соответствующего региона. Первые шаги в этом направлении были сделаны в 2002 году, когда был опубликован Приказ МПР РФ «Об утверждении «Временных рекомендаций по разработке и введению в действие нормативов допустимого остаточного содержания нефти и продуктов ее трансформации в почвах после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ»» (№ 574 от 12.09.2002 г.). За это время в семи регионах РФ, включая Республику Татарстан, были разработаны и утверждены нормативы ДОСНП, которые внесли реальный вклад в восстановление нарушенных нефтью и нефтепродуктами почв, показав высокую экологическую и, что не менее важно, экономическую действенность региональных нормативов.

Пионером среди субъектов РФ в части разработки собственной нормативной базы, регулирующей отношения в области контроля за состоянием почв, выступила Республика Татарстан. Приказом Министерства экологии и природных ресурсов РТ от 10.07.2013 г. №382-п утвержден «Порядок установления Министерством экологии и природных ресурсов Республики Татарстан региональных нормативов качества почв». Приказом определено, что региональные нормативы качества почв устанавливаются для основных типов (подтипов) почв с учетом зональных биоклиматических и ландшафтно-литологических факторов, в том числе гранулометрического состава и строения почвенного профиля, категории и вида использования земель. В соответствии с данным приказом специалистами Института проблем экологии и недропользования АН РТ были разработаны региональные нормативы качества почв по содержанию тяжелых металлов, основанные на их природном (фоновом) распределении (табл.).

Нормативы, как и ОДК тяжелых металлов в почвах, получены расчетным путем на основе значительного ( $n=1500$ ) массива геохимических данных и учитывают почвенно-геохимическую неоднородность территории респуб-

лики, характер землепользования (распространяются на все категории земель), гранулометрический состав и кислотно-основные свойства почв. Они разработаны как для валовых, так и для подвижных (извлекаемых ацетатно-аммонийным буфером с рН 4.8) форм 8 металлов, наиболее часто контролируемых в почвах региона. Нормативы прошли процедуру согласования с заинтересованными министерствами и ведомствами и утверждены приказом Министерства экологии природных ресурсов РТ.

Таблица

**Региональные нормативы фонового содержания тяжелых металлов в почвах Республики Татарстан (приказ МЭПР РТ от 30.12.2015 №1134-п)**

ТМ	Группа почв		Валовое содержание, мг/кг	Подвижные формы, мг/кг
Cd	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	0,5	0,1
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	0,5	0,1
Pb	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	12	2,0
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	12	1,0
Co	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	8	0,1
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	12	0,1
Cu	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	14	0,4
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	22	0,2
Ni	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	25	1,0
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	45	1,0
Zn	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	40	2,5
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	50	1,0
Cr	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	22	0,6
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	32	0,3
Mn	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	570	55
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	720	45

Таким образом, разработка и утверждение исполнительными органами власти субъектов РФ региональных фоновых концентраций металлов в почвах может в полной мере ликвидировать имеющийся правовой вакуум, обусловленный определенным несовершенством федеральной нормативной базы. Как и в случае с нормативами ДОСНП, нормативы фонового содержания тяжелых металлов в почвах будут способствовать совершенствованию механизмов государственного экологического надзора за нарушениями в области использования земельных ресурсов.

## Литература

Бекецкая О. В., Чернова О. В. Определение фоновых концентраций тяжелых металлов в почвах с применением расчетных методов // Геохимия ландшафта и география почв (к 100-летию М.А.Глазовской). М.: Географический факультет МГУ, 2012. С. 47–49.

Методика исчисления размера вреда, причиненного почвам как объекту охраны окружающей среды. Утв. Приказом МПР РФ от 8.07.2010 г. №238. (с изменениями: Приказ МПР РФ 25.04.2014 г. №194).

ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) неорганических химических веществ в почве и допустимые уровни их содержания по показателям вредности.

ГН 2.1.7.2511-09 Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах с различными физико-химическими свойствами (валовое содержание, мг/кг).

РД 52.18-191-89. Методика выполнения измерения массовой доли кислоторастворимых форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия) в пробах почвы атомно-абсорбционным анализом.

## МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КАК ОСНОВА ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ ТАЕЖНОЙ ЗОНЫ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА

*Е. М. Лаптева, Ю. В. Виноградова, Е. М. Перминова*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Почвенное микробное сообщество – наиболее мобильный блок почвообитающих организмов, активно реагирующий на любые изменения экологических условий как природного, так и техногенного характера. Его основные компоненты – бактерии, микроскопические грибы, водоросли – успешно используются в качестве тест-систем для оценки экологического состояния как почв, так и в целом наземных экосистем. Почвы северных регионов России характеризуются существенно меньшей агрогенной преобразованностью, по сравнению с южными регионами. Однако, в силу активного использования лесных ресурсов и разработки месторождений полезных ископаемых, почвы таежной зоны также включены в процессы техногенной трансформации. Зачастую изменения в результате таких воздействий ограничиваются нарушениями только некоторых химических свойств и режимов лесных почв, что может быть диагностировано на уровне изменения параметров их биологической активности.

Цель данной работы заключалась в оценке экологического состояния таежных почв Европейского Северо-Востока на основе комплекса микробиологических и биохимических параметров.

В работе использовали стандартные методы микробиологических исследований. Численность и соотношение эколого-трофических групп микроорганизмов (ЭТГМ) определяли методом посева, содержание микробной биомассы – методом люминесцентной микроскопии (Методы..., 1991), функциональную активность микробных сообществ – методом мультисубстратного тестирования (Горленко, Кожевин, 2005), биохимические показатели – на

основе оценки активности каталазы, инвертазы и дегдрогеназы (Хазиев, 2005). Объектами исследования послужили ряды почв, формирующиеся в градиенте влажности еловых и сосновых лесов в подзонах крайнесеверной, северной и средней тайги. Наряду с этим исследовали влияние различных антропогенных факторов (промышленные рубки, прокладка автодорог) на изменение свойств почв и трансформацию их микробных сообществ.

На основании полученных материалов были установлены особенности профильного распределения микробной биомассы и численности различных групп микроорганизмов в подзолистых и глееподзолистых почвах, определены закономерности их изменения в ряду почв: подзолистая (глееподзолистая) – торфянисто-подзолисто-глееватая – торфяно-подзолисто-глеевая. Показано, что почвы, занимающие автоморфные позиции в рельефе местности – подзолистые в средней тайге и глееподзолистые в северной и крайнесеверной – отличаются достаточно высоким функциональным потенциалом микробных сообществ, маркирующим условия трансформации органического материала в их верхних горизонтах. Переувлажнение почв обуславливает закономерное снижение численности бактерий, длины грибного мицелия и суммарной биомассы микроорганизмов в почвах болотно-подзолистого типа, формирующихся в долгомошных и сфагновых ассоциациях хвойных лесов.

В последнее время для оценки состояния микробных сообществ почв все чаще используется метод мультисубстратного тестирования (МСТ), в силу своей экспрессности, легкости выполнения, возможности оценки и сравнения функционального разнообразия микробных сообществ различных почв. Метод МСТ позволяет выявить ответную реакцию микробных сообществ на воздействие внешних факторов как природного, так и антропогенного характера. Анализ на основе МСТ функциональной активности микроорганизмов свидетельствует о достаточно высоком функциональном потенциале почвенных микробных сообществ в таежных лесах Севера. Микробные сообщества автоморфных почв (подзолистые, глееподзолистые), заселяющие верхние подгоризонты лесных подстилок, сбалансированы по интенсивности потребления различных групп соединений. Здесь микроорганизмы ассимилируют все группы органических соединений, используемых для оценки их функционального разнообразия, но наиболее активно – углеводы. В нижней части подстилок спектр потребляемых субстратов, как правило, смещается в сторону более активного потребления аминокислот и азотсодержащих органических соединений. В минеральных (подзолистых) горизонтах сохраняется высокая доля их ассимиляции, но при этом повышается активность потребления солей низкомолекулярных органических кислот и полимерных соединений. Нарастание уровня увлажнения в почвах водораздельных ландшафтов обуславливает снижение общего количества потребляемых субстратов за счет уменьшения потребления сахаров, аминокислот и спиртов. Сравнительный анализ, проведенный для почв еловых и сосновых лесов, показал, что микробные сообщества почв сосновых лесов отличаются более высокой функциональной активностью при относительно низких параметрах численности

бактерий и длины мицелиальных грибов по сравнению с почвами еловых лесов, формирующихся в аналогичных климатических условиях.

Антропогенное воздействие на природные экосистемы Севера («запечатывание» почв под полотном автомобильных дорог, промышленные рубки) дестабилизирует экологическое состояние микробных сообществ таежных почв, обуславливая снижение их функционального разнообразия и функциональной активности. В частности, в почвах вырубок отмечается снижение численности и эколого-трофических групп микроорганизмов, микробной биомассы. Кроме того, ухудшение экологических условий существования микробных сообществ в подзолистых почвах на ранних стадиях послерубочной сукцессии, обусловленное временным переувлажнением почв, развитием процессов оглеения и повышением кислотности верхних горизонтов профиля, нашло свое отражение и в изменении результатов мультисубстратного тестирования, в сравнении с почвами контрольных участков. Данные анализа спектров потребления органических субстратов показали уменьшение величины удельной метаболической работы, снижение количества потребляемых субстратов, снижение функционального разнообразия микробных сообществ (Виноградова и др., 2014). Эти данные позволяют говорить о дестабилизации почвенных микробных комплексов на ранних стадиях сукцессии после рубки еловых лесов («молодые» вырубки).

Оценка экологического состояния почв на основе комплекса микробиологических и биохимических показателей убедительно показала, что в биоклиматических условиях средней и северной тайги наиболее резко реагируют на техногенное воздействие микробные сообщества автоморфных почв – подзолистых и глееподзолистых. Наиболее четко это прослеживается по результатам мультисубстратного тестирования, а также оценки численности эколого-трофических групп микроорганизмов, величины и профильного распределения микробной биомассы. Показатели ферментативной активности почв подзолистого типа в условиях средней тайги в большей степени отражают зональные климатические условия, а не характер антропогенного воздействия, связанного с рубками лесами (Перминова и др., 2016).

*Работа выполнена при финансовой поддержке проекта Комплексной программы УрО РАН №15-12-4-45 «Функционирование и эволюция экосистем криолитозоны европейского северо-востока России в условиях антропогенных воздействий и изменения климата».*

#### Литература

Виноградова Ю. А., Лаптева Е. М., Перминова Е. М., Анисимов С. С., Новаковский А. Б. Микробные сообщества подзолистых почв на вырубках среднетаежных еловых лесов // Известия Самарского НЦ. 2014. Т. 16. № 5. С. 74–80.

Горленко М. В., Кожевин П. А. Мультисубстратное тестирование природных микробных сообществ. М.: МАКС Пресс, 2005. 88 с.

Дымов А. А., Бобкова К. С., Тужилкина В. В., Ракина Д. А. Растительный опад в коренном ельнике и лиственнично-хвойных насаждениях // Лесной журнал, 2012. № 3. С. 7–18.

Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д. Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 304 с.

Перминова Е. М., Виноградова Ю. А., Щемелинина Т. Н., Лаптева Е. М. Каталазная активность подзолистых почв и ее изменение при естественном лесовозобновлении на вырубках среднетаежных еловых лесов // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. Т. 18. № 1. С. 27–33.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.

## **ПОСТАГРОГЕННАЯ ЭВОЛЮЦИЯ ПОЧВ И РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ТАЕЖНОЙ ЗОНЕ**

*Г. Я. Елькина, Е. М. Лаптева, И. А. Лиханова, Ю. В. Холопов*  
*Институт биологии Коми научного центра УрО РАН,*  
*elkina@ib.komisc.ru*

Основу почвенного покрова Республики Коми (РК) составляют подзолистые и болотно-подзолистые почвы. В сельскохозяйственное освоение вовлекались в основном почвы водоразделов и пологих склонов, развитые на покровных и мореных суглинках. Эти почвы отличаются низким естественным плодородием. Окультуривание почв в условиях Севера занимает длительный период и требует значительных затрат. В результате освоения изменяются физико-химические и физические свойства почв, их гумусовый состав, гумус из фульватного трансформируется в фульватно-гуматный. Снижается кислотность почв, повышается обеспеченность почв подвижными элементами.

Экономический кризис начала 90-х годов прошлого столетия привел к тому, что значительные площади пахотных, сенокосных и пастбищных угодий перестали использоваться сельскохозяйственными предприятиями и начали зарастать травянистой и древесной растительностью. Площадь сельскохозяйственных угодий в РК к 2010 г. сократилась на 26,7% по сравнению с 1955 г. (Сельское хозяйство..., 2010). В связи с этим актуальным становится изучение трансформации почв и растительности после перехода пахотных угодий в стадию залежи с целью восстановления и возврата их в сельскохозяйственный оборот и рационального природопользования. Исследования по изменению структуры растительного покрова и почв в постагrogenных экосистемах проводили на территории Сыктывдинского района РК (среднетаежная подзона европейской части России).

Характер восстановительной сукцессии залежных земель средней тайги РК обусловлен исходными свойствами пахотных почв, видом произрастающей культуры в момент их отчуждения, хозяйственным использованием (неиспользованием) залежи и временем пребывания в этом состоянии. Исследовались участки с 20–25 летней историей.

При сенокосении на оставленных без обработки посевах многолетних трав длительный период сохраняется луговая стадия зарастания, формируется разнотравно-злаковый луг. Регулярное, а в последние годы периодическое се-

нокошение трав препятствует внедрению древесной растительности и способствует длительному протеканию луговой стадии.

При выводе участков из сельскохозяйственного использования после пропашных и однолетних культур сукцессия начинается с рудеральной стадии, быстро сменяющейся луговой, которая постепенно переходит в стадию мелколиственных молодняков.

Изменение почв на залежных участках проходит менее интенсивно, чем растительности. На первых этапах в основном сохраняют признаки, присущие агроземам. Но в то же время в верхней части почвенного профиля формируется серогумусовый (дерновый) горизонт  $R_{wpa}$  мощностью 3–5 см, который сохраняется и на первых этапах древесной стадии зарастания. В соответствии с принципами классификации и диагностики почв России (2004) почвы отнесены к агроземам текстурно-дифференцированным реградированным.

Наиболее интенсивной демулационной сукцессии подвержены заброшенные участки пашни с низкой мощностью обработки и невысоким плодородием, травянистые сообщества на которых менее продуктивны и даже без косыбы не составляют значительной конкуренции древесным породам. На них формируются древесные насаждения из *Betula pendula* Roth, *Betula pubescens* Ehrh. с участием *Alnus incana* и подростом из *Picea obovata* Ledeb. В разреженном травяно-кустарничковом ярусе сохраняются некоторые луговые злаки и разнотравье в угнетенном состоянии, начинают появляться лесные и опушечные виды, мхи. Со временем под древесными породами в верхней части профилей формируется маломощный (до 1–3 см) подстильно-торфяной горизонт, представленный слаборазложившимися листьями древесных пород и отмершими остатками трав.

С прекращением обработки и агротехнических мероприятий в залежных почвах происходит изменение физико-химических свойств. Для обособившегося серогумусового горизонта характерны более высокие значения рН и более низкая величина гидролитической кислотности за счет обогащения его кальцием и магнием, поступающими с растительными остатками. Различия в содержании кальция и магния между формирующимся горизонтом и основной частью бывшего пахотного горизонта составляют 7–12 раз.

Специфический характер растительных остатков в отсутствии обработки, органических удобрений и поддерживающего известкования приводит к изменениям в гумусовом составе почв. Максимальное содержание углерода приходится на горизонт  $R_{wpa}$ , с глубиной количество его снижается (табл.). Различия с прилегающими к нему слоями составляют 1,5–2 раза, а с нижней частью ранее обрабатываемого горизонта – 3–4 раза. Наиболее высокое содержание гуминовых и фульвокислот также приходится на серо-гумусовый горизонт. Специфичность гумусообразования на стадии залежи приводит к изменению его качественного состава. Если в верхних слоях реградированного горизонта гумус носит гуматно-фульватный характер, то ниже 10–15 см (ниже 20 см в разрезе Р-6) он приобретает фульватный характер.



Таблица

**Групповой и фракционный состав гумуса постагrogenных почв**

Название образцов		Массовая доля углерода $\omega(C)$ , %	Сгк				Сфк					Сгк + Сфк	Сгк/Сфк
разрез	глубина		1	2	3	сумма	1a	1	2	3	сумма		
Р – 5, залежь луговая	0–5 см	2,30	0,508	0,183	0,156	0,847	0,082	0,892	0	0,203	1,177	2,024	0,720
	5–10 см	1,08	0,198	0,054	0,056	0,308	0,060	0,338	0	0,121	0,519	0,827	0,594
	10–20 см	0,78	0,120	0,062	0,025	0,207	0,055	0,230	0	0,136	0,421	0,628	0,490
Р – 6, за- лежь лу- говая	0–5 см	3,30	0,569	0,221	0,269	1,059	0,108	0,844	0	0,328	1,280	2,339	0,827
	5–10 см	2,20	0,367	0,154	0,177	0,698	0,100	0,537	0	0,253	0,890	1,587	0,784
	10–20 см	2,00	0,300	0,132	0,145	0,577	0,082	0,503	0	0,213	0,798	1,375	0,723
	20–30 см	1,04	0,094	0,023	0,027	0,144	0,063	0,195	0,033	0,050	0,341	0,485	0,424
Р – 1, бе- резняк	0–3 см	2,88	0,611	0,170	0,542	1,323	0,126	1,167	0,121	0,520	1,934	3,257	0,684
	3–10 см	0,97	0,110	0,011	0,040	0,161	0,054	0,189	0,020	0,088	0,351	0,512	0,458
Р – 2, за- лежь лу- говая	0–5 см	2,93	0,402	0,241	0,262	0,905	0,083	0,740	0	0,370	1,193	2,098	0,759
	5–15 см	1,12	0,128	0,095	0,045	0,268	0,059	0,282	0	0,109	0,450	0,718	0,595
	15–25 см	0,71	0,070	0,046	0,025	0,141	0,055	0,194	0	0,104	0,353	0,494	0,399

В период интенсивного ведения сельского хозяйства при систематическом применении органических удобрений и известковании гумус в пахотном слое суглинистых подзолистых почв характеризовался фульватно-гуматным характером (Елькина, 2008). При отсутствии мероприятий, направленных на поддержание плодородия в почвах, начинаются процессы деградации пахотных почв.

Вследствие изначально низкого плодородия пахотных почв на участках, где сформировались молодые березовые леса (8–9 лет), луговая стадия демулационной сукцессии не привела к накоплению почвенного органического вещества и формированию серогумусового горизонта той же мощности, что и на участках с луговыми сообществами. Не исключено также, что меньшая мощность дернового горизонта связана с кратковременностью лугового периода, а также его деградацией в связи с переходом к древесной стадии зарастания. Серогумусовый горизонт, как и в почве луговой залежи, обогащен углеродом, при этом его относительное количество возрастает более интенсивно, чем содержание азота, имеется тенденция к росту соотношения C/N.

Гумус дерного горизонта (разрез Р-1) на этой стадии зарастания древесными породами сохраняет гуматно-фульватный характер, хотя содержание фульвокислот в нем значительно выше, чем в верхней части профиля на луговой залежи. Среди гуминовых кислот сокращается доля кислот, связанных с кальцием. В остальной (ниже 3 см) толще реградированного горизонта происходит увеличение доли фульвокислот, гумус приобретает фульватный характер. В реградირуемых почвах идет формирование наиболее устойчивого в данных биоклиматических условиях типа гумуса (Орлова, Бакина, 2002).

Вследствие обеднения основной толщи ранее обрабатываемого горизонта обменными основаниями происходит возрастание всех форм кислотности и появление в почвенно-поглощающем комплексе обменного алюминия. Изменения гумусового и физического состояния почв ведут к потере структуры, что обусловлено также снижением роли травянистой растительности, развитие которой угнетается древесным пологом.

*Работа выполнена при финансовой поддержке проекта № 15-12-4-45 «Функционирование и эволюция экосистем криолитозоны европейского северо-востока России в условиях антропогенных воздействий и изменения климата» Комплексной программы УрО РАН 2015–2017 гг.*

#### **Литература**

Елькина Г. Я. Оптимизация минерального питания растений на подзолистых почвах. Екатеринбург: УрО РАН, 2008. 280 с.

Орлова Н. Е., Бакина Л. Г. Современные процессы гумусообразования в окультуренных дерново-подзолистых почвах Северо-Запада России // Агрехимия. 2002. № 11. С. 5–12.

Сельское хозяйство в Республике Коми. 2010: Комистат. Сыктывкар, 2010. 237 с.

# ОСОБЕННОСТИ ПОЧВ ТУНДРОВЫХ И ЛЕСНЫХ ОСТРОВКОВ СЕВЕРНОЙ ЛЕСОТУНДРЫ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА РОССИИ

*О. В. Шахтарова, Г. В. Русанова, С. В. Денева*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, olga.shakhtarova@mail.ru*

Контактная позиция между различными природными зонами, а также зональные подвижки при неоднократных сменах эволюционного тренда обуславливают своеобразие и сложность педогенеза в экотонной полосе. Выявление унаследованных признаков, записанных в профиле почв, в том числе тундровых, является одной из актуальных проблем почвоведения (Память почв..., 2008).

Решение проблем генезиса и формирования криогенных почв требует детальных исследований с использованием современных методов и подходов. Для почв лесотундры на суглинистых породах впервые использован метод анализа структурной организации и дифференциации продуктов функционирования (кутанный комплекс), разработанный В. О. Таргульяном (Таргульян и др., 1974). Дана характеристика химического состава структурных компонентов – внутрипедной массы (ВПМ) и песчано-пылеватых кутан (скелетан), определена специфика процессов почвообразования.

Район исследований расположен на юго-востоке Большеземельской тундры в бассейне верхнего течения р. Уса (окрестности железнодорожной станции Сейда) и характеризуется дренированным рельефом, залеганием на водоразделах покровных суглинков, островным распространением многолетнемерзлых пород мощностью до 50 м, кровля которых глубже 0,5–8. В качестве объектов исследований были выбраны автоморфные почвы под тундровой (криометаморфическая) и лесной (светлозем иллювиально-железистый) растительностью лесотундры.

Криометаморфическая почва характеризуется сочетанием в профиле подстильно-торфяного и криометаморфических горизонтов:

<u>0–5</u>	<u>5–12</u>	<u>12–27</u>	<u>27–45</u>	<u>45–70</u>
О 5 CRM1	7 CRM2	15 CRM3	18 CRM4	25

см. Она формируется на выпуклой вершине холма с мелко-бугорковатым микрорельефом, редкими зарастающими пятнами-медальонами, под кустарничково-мохово-лишайниковыми тундровыми группировками.

Внутрипедная масса в профиле криометаморфической почвы не дифференцирована по валовому содержанию оксидов железа и алюминия (рис. 1). Однако для ее ВПМ выявлен элювиально-иллювиальный характер дифференциации оксалаторастворимых  $R_2O_3$  с некоторой их аккумуляцией в горизонте CRM2, что сопряжено с накоплением здесь органического углерода (рис. 2). Темно-бурые, коричневые пятна во внутрипедной массе данного криометаморфического горизонта, в том числе вдоль внутрипедных пор, иллюстрируют осаждение мигрировавших, очевидно, в более ранние фазы педогенеза

фульвокислот и  $R_2O_3$ . Для скелетан характерна аккумуляция дитионит- и оксалаторастворимых  $Fe_2O_3$  и  $Al_2O_3$  в горизонте CRM1.

Полученные данные позволяют диагностировать в профиле криометаморфической почвы протекание Al-Fe-гумусового иллювирувания, выявляемого анализами скелетан, приуроченных к путям современной миграции, а также слабую элювиально-иллювиальную дифференциацию, унаследованную от прошлых стадий развития, поскольку обнаруживается анализами внутрипедной массы. ВПМ блокируется кутанами от выщелачивания и консервирует тем самым свои свойства (Русанова и др. 2015). Унаследованные процессы не приводят к изменению основных свойств почв на уровне генетического типа, однако подтверждают полигенетический характер данных образований.

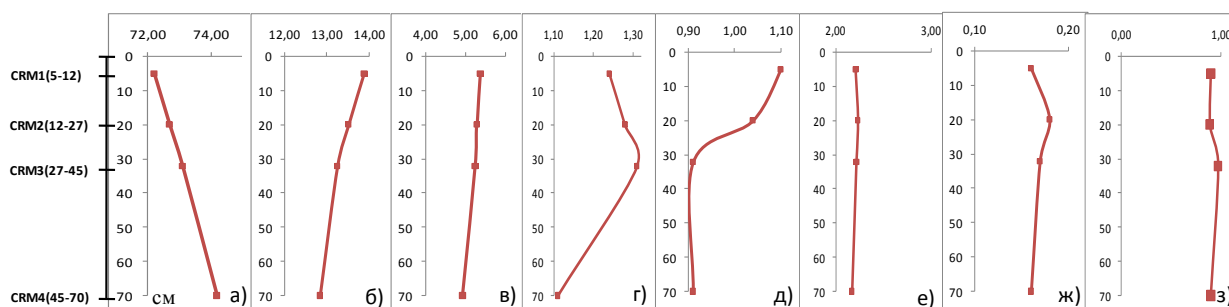


Рис. 1. Распределение валового состава элементов в ВПМ криометаморфической почвы, % на прокаленную навеску: а)  $SiO_2$ ; б)  $Al_2O_3$ ; в)  $Fe_2O_3$ ; г)  $CaO$ ; д)  $MgO$ ; е)  $K_2O$ ; ж)  $P_2O_5$ ; з)  $TiO_2$

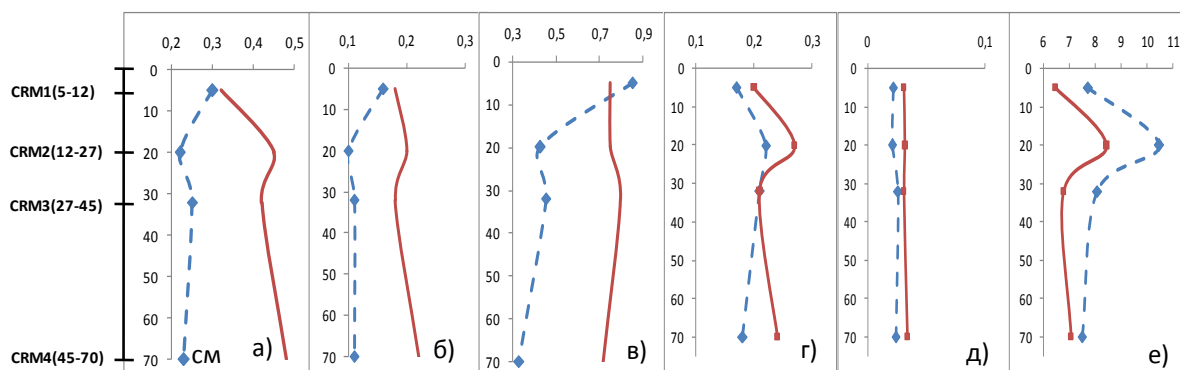


Рис. 2. Распределение полторных оксидов, С и N в структурных компонентах криометаморфической почв. — скелетаны, — ВПМ: а)  $Fe_2O_3$  по Тамму, %; б)  $Al_2O_3$  по Тамму, %; в)  $Fe_2O_3$  по Джексону, %; г)  $\omega(C)$ , %; д)  $\omega(N)$ , %; е) соотношение органического углерода к общему азоту

Наиболее распространенной автоморфной суглинистой почвой лесных островков лесотундры является светлосзем иллювиально-железистый. Почва характеризуется отчетливой дифференциацией на генетические горизонты:  $\frac{0-2,5}{O}$   $\frac{2,5-10}{E}$   $\frac{10-17}{BF}$   $\frac{17-34}{CRMg}$   $\frac{34-67}{CRM}$   $\frac{67-93}{CRMC}$  26 см. Она формируется на защищенных от ветра склонах, под березово-еловым редколесьем с высотой деревьев до 4–6 м и лишайниково-моховым напочвенным покровом.

В валовом составе светлосема иллювиально-железистого (рис. 3), как общей так и внутриведной массы, наблюдаются максимум  $\text{SiO}_2$  и минимум  $\text{R}_2\text{O}_3$  в горизонте E, при иллювиации  $\text{R}_2\text{O}_3$  в горизонт BF. Выделяется субпрофиль E – BF мощностью 20 см над криометаморфическими горизонтами. Отмечается ослабление профильной дифференциации оксида Al по отношению к оксиду Fe, что свидетельствует об уменьшении роли Al в хемогенной дифференциации профиля. Имеют место собственно Al-Fe-гумусовый процесс, а также восстановительно-окислительный, ответственный за мобилизацию, миграцию и аккумуляцию гидроксидов Fe, вследствие проявления периодов временного переувлажнения. Содержание дитионит-, оксалаторастворимых форм Fe в ВПМ превышает таковое в скелетанах (рис. 4). Профильное распределение данных форм как в ВПМ, так и скелетанах отражает элювиально-иллювиальную дифференциацию в субпрофиле (горизонты E-BF). Содержание дитионитрастворимых форм Fe в ВПМ увеличивается в нижней иллювиальной толще профиля (горизонты CRM), тогда как для оксалаторастворимых увеличения не наблюдается. Профильная дифференциация этих форм Fe в скелетанах имеет сходную картину.

Таким образом, имеют место собственно Al-Fe-гумусовый процесс, регулирующий дифференциацию оксидов Al, Fe и органического вещества, а также восстановительно-окислительный, ответственный за мобилизацию, миграцию и аккумуляцию гидроксидов Fe. Следовательно, одним из главных профилеобразующих процессов является редокс-альфегумусовое подзолообразование, объединяющее два типа поведения оксидов Al и Fe, а именно, альфегумусовое иллювиирование и криогенное ожелезнение (Тонконогов, 2010). Оба процесса наблюдаются в верхней части минеральной легкосуглинистой толще (E-BF). Четкая элювиально-иллювиальная дифференциация подзолистого и иллювиального горизонтов по валовому содержанию и дитионит- и оксалаторастворимым формам Fe, и менее четкая – по оксидам Al, а также органическому веществу прослеживаются не только в общей массе почвы в целом, но и в ВПМ, скелетанах. Следовательно, этот процесс имел место и в более ранние фазы эволюции, после образования элювиальной толщи (до 34–40 см) в профиле среднеголоценовой почвы.

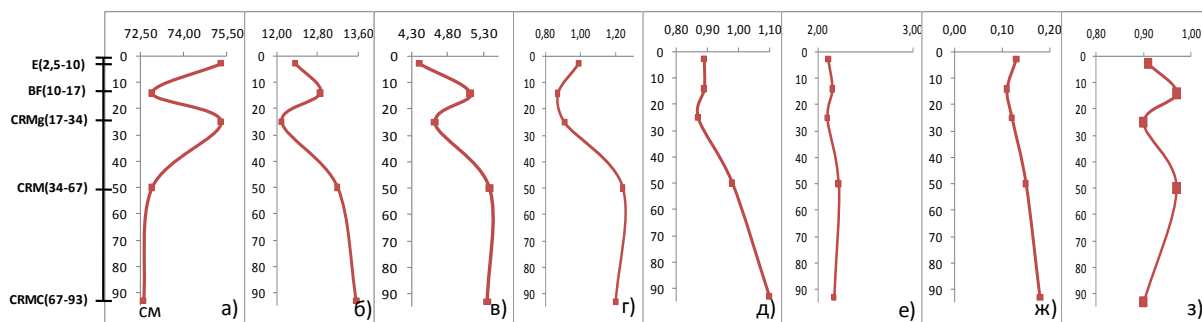


Рис. 3. Распределение валового состава элементов в ВПМ светлосема иллювиально-железистого, % на прокаленную навеску: а)  $\text{SiO}_2$ ; б)  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ; в)  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ; г)  $\text{CaO}$ ; д)  $\text{MgO}$ ; е)  $\text{K}_2\text{O}$ ; ж)  $\text{P}_2\text{O}_5$ ; з)  $\text{TiO}_2$

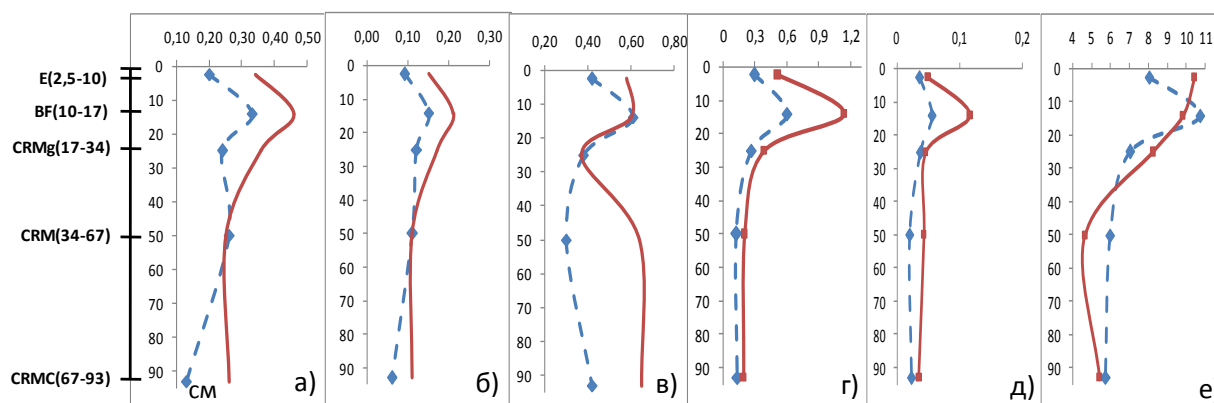


Рис. 4. Распределение полторных оксидов, С и N в структурных компонентах светлосема иллювиально-железистого. — скелетаны, — ВПМ: а)  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  по Тамму, %; б)  $\text{Al}_2\text{O}_3$  по Тамму, %; в)  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  по Джексону, %; г)  $\omega(\text{C})$ , %; д)  $\omega(\text{N})$ , %; е) соотношение органического углерода к общему азоту

В лесотундровой подзоне, на границе лесных и тундровых растительных формаций, отмечена резкая (на протяжении 1–2 м) смена светлосемов иллювиально-железистых на криометаморфические почвы (Тонконогов, 1985). Этот факт обусловлен сильно различающимся гидротермическим режимом безлесных и лесных участков, а турбированные фрагменты подзолистого горизонта в верхней части криометаморфической почвы фиксируют усиление криогенеза в тундровых ландшафтах, и деградацию ранее сформированного подзолистого горизонта.

Спецификой почв автоморфных позиций на суглинистых отложениях как тундровых, так и лесных ландшафтов лесотундры является двухъярусность, наличие унаследованного от прошлых этапов нижнего яруса, и альфегумусовой почвы в верхнем ярусе. Период дифференциации профиля приурочен к позднеатлантическому времени, наиболее теплому на северо-востоке Большеземельской тундры (Болиховская и др., 1988).

*Работа выполнена при финансовой поддержке Комплексной программы УрО РАН № 15-12-4-45 «Функционирование и эволюция экосистем криолитозоны европейского северо-востока России в условиях антропогенных воздействий и изменения климата».*

### Литература

Болиховская Н. С., Болиховский В. Ф., Климанов В. А. Климатические и криогенные факторы развития торфяников Европейского Северо-Востока СССР в голоцене // Палеоклиматы голоцена Европейской территории СССР. М.: Изд-во АН СССР, 1988. С. 36–44.

Память почв: Почва как память биосферно-геосферно-антропосферных взаимодействий / Под отв. ред. В. О. Таргульян, С. В. Горячкин. М.: Изд-во ЛКИ, 2008. 692 с.

Русанова Г. В., Денева С. В., Шахтарова О. В. Особенности генезиса автоморфных почв северной лесотундры (юго-восток Большеземельской тундры) // Почвоведение. 2015. № 2. С. 145–155.

Таргульян В. О., Бирина А. Г., Куликов А. В., Соколова Т. А., Целищева Л. К. Организация, состав и генезис дерново-палево-подзолистой почвы на покровных суглинках. Морфологическое исследование. М.: Наука, 1974а. 55 с.

Тонконогов В. Д. К генетической классификации и географии глинисто-дифференцированных почв ЕТС // Почвоведение. 1985. № 4. С. 5–16.

Тонконогов В. Д. Автоморфное почвообразование в тундровой и таежной зонах Восточно-Европейской и Западно-Сибирской равнины. М.: Почвенный институт им. В. В. Докучаева, 2010. 304 с.

## **ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВ АРКТИЧЕСКИХ ОСТРОВОВ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ**

*С. В. Любова, Н. В. Любова*

*Северный (Арктический) федеральный университет имени М. В. Ломоносова,  
s.lyubova@narfu.ru*

Арктический пояс подразделяется на 2 полярные области, одна из которых – Евроазиатская распространена на территории России, и включает побережье, острова и архипелаги Северного Ледовитого океана. В арктической зоне выделяют тип арктические пустынные почвы, который включает два подтипа: пустынно-арктические и арктические типичные почвы. Пустынно-арктические почвы распространены в северной части зоны на выровненных участках, на супесчаных и супесчано-щебнистых отложениях под мохово-лишайниковыми куртинами с единичными экземплярами сосудистых растений. Арктические типичные почвы развиты преимущественно в южной части арктической зоны на невысоких плато, абразионно-аккумулятивных морских террасах под мохово-разнотравно-злаковой растительностью морозобойных трещин и трещин усыхания.

В арктическом поясе почвообразование происходит в специфических условиях. Климат арктической зоны суровый, холодный. Среднегодовая температура воздуха отрицательная, средние температуры самого теплого летнего месяца – июля 0...–1 °С, самого холодного зимнего месяца января –25 °С. Безморозный период 50 дней, сумма активных температур ( $\geq 10$  °С) составляет 300°С, радиационный баланс низкий 420–630 МДж/м<sup>2</sup> в год.

Острова Арктики характеризуются преимущественно горным рельефом, реже равнинным увалистым. Под воздействием криогенных процессов формируется бугорчато-полигональный микрорельеф (рис. 1а), образование его связано с промерзанием и оттаиванием почвенной толщи. Щебень, накапливающийся на поверхности в результате вымораживания, образует сплошную «каменную мостовую» (рис. 1б). Формирование почв происходит в наиболее благоприятных условиях на плакорных участках низких морских террас.

Низкие летние температуры воздуха, короткий безморозный период, малая сумма активных температур за вегетационный период обуславливают малое видовое разнообразие и небольшие размеры растительности. В Арктике произрастают карликовые кустарники, злаки, другие виды трав, лишайни-

ки и мхи, которые могут образовывать довольно мощную подстилку. На поверхности камней, щебня формируются пленки из водорослей и лишайников. Птичьи базары на островах и побережьях – это один из основных источников органического вещества (гуано), которое характеризуется повышенным содержанием азота и фосфора, которое поступает в почву морских террас с тающими водами ледников.

Почвообразующие породы представлены в основном рыхлыми обломочными отложениями ледникового происхождения и песчано-глинистыми отложениями, а также грубообломочными продуктами разрушения коренных пород и щебнистыми эллювиально-делювиальными отложениями. Химический состав почвообразующих пород характеризуется карбонатностью и засоленностью (Глазовская, 1972).

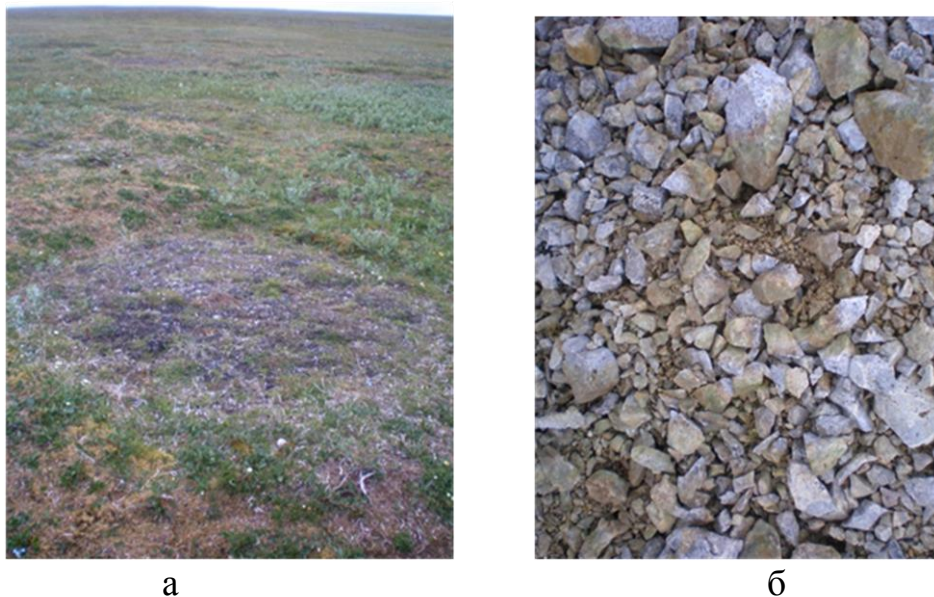


Рис. 1. Бугорчато-полигональный микрорельеф арктических террас (а), «каменная мостовая» на о. Оранский малый (б)

Почвообразованию арктической зоны присущ очаговый характер почвенного покрова из-за широкого развития морозного выветривания. Почвы маломощные, мощность преимущественно 15–20 см, реже до 30–40 см, причем их мощность ограничена глубиной сезонного оттаивания почвенно-грунтовой толщи. Почвенный профиль слабо дифференцирован, хорошо выражен лишь растительно-торфянистый горизонт, для верхних горизонтов характерно низкое содержание гумуса, отсутствие или слабое проявление оглеения в связи с хорошей аэрацией скелетных почв, слабое выщелачивание, близкая к нейтральной реакция среды, высокая насыщенность почв основаниями и малая емкость поглощения.

Почвенный покров высоких широт Северного полушария до сих пор подробно не изучен (Федоров, 2013). Исследование почв на островах и побережьях Арктики проводили во время экспедиции Арктического Плавучего университета (2015 г.). В типичных для территории местах были заложены почвенные разрезы, сделано их описание по Классификации почв России



(2004 г.), отобраны образцы из каждого горизонта почвенного профиля. Анализ химических свойств почвенных образцов, отобранных из профилей по горизонтам, проводили по общепринятым методикам.

Архипелаг Новая Земля – крупнейший в Европейской Арктике, его протяженность с севера на юг около 900 км. Четвертая часть территории покрыта ледниками. Крупный ледниковый покров северного острова и возвышенные районы архипелага относятся к полярным пустыням, а вся остальная территория – к арктическим тундрам (Горячкин, 2010).

Исследованы почвы Оранских островов и о. Северный. Химические свойства пелозема примитивного слабо различаются по горизонтам, что связано со слабовыраженным почвообразовательным процессом, малым поступлением органического вещества (рис. 2а) (табл. 1).

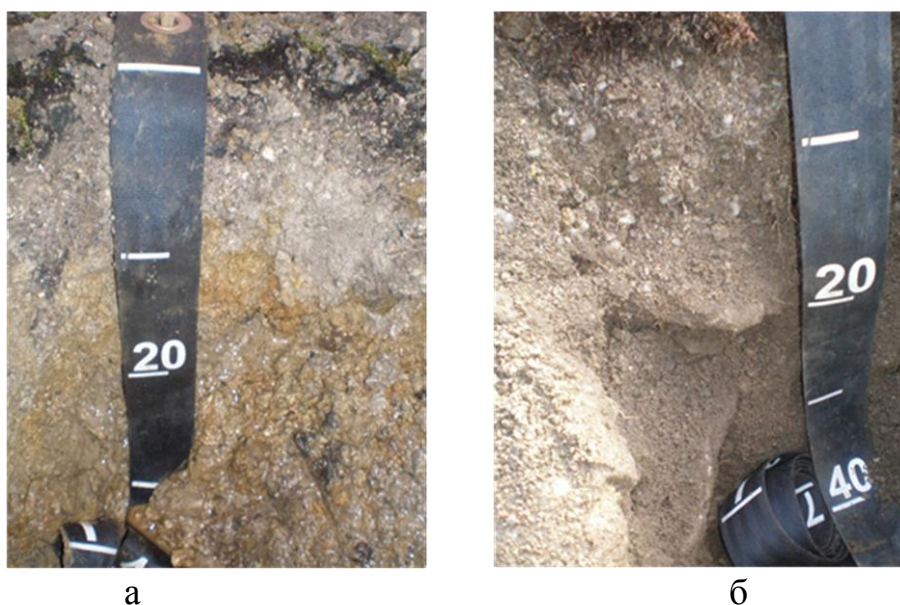


Рис. 2. Профили почв островов архипелага Новая Земля

Серогумусовая дерново-грубогумусированная почва маломощная (до 15 см) (рис.2б), но дифференциация по химическим свойствам генетических горизонтов наблюдается. Благодаря содержанию органического вещества в верхних горизонтах проявляется гидролитическая кислотность (Нг), степень насыщенности основаниями (V%) 15,5%. Органический горизонт значительно отличается по свойствам от почвообразующей породы.

Земля Франца-Иосифа состоит из 192 островов, общая площадь 16 тыс. км<sup>2</sup>. Поверхность большинства островов архипелага Земля Франца-Иосифа платообразная. Средние высоты достигают 400–490 м, большая часть островов занята птичьими базарами, подножья склонов характеризуются (с точки зрения арктических территорий) обильным растительным покровом.

Иловато-торфяная глееватая почва (рис. 3а) характеризуется повышенными значениями гидролитической кислотности (табл. 2), суммы обменных оснований (S) в верхних горизонтах, что обусловлено повышенным содержанием органического вещества, обладающего высокой поглотительной спо-

способностью, и при разложении которого образуются низкомолекулярные органические кислоты, реакция слабокислая.

Таблица 1

**Химические свойства почв островов архипелага Новая Земля**

Место расположения разреза	Горизонт	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	Hг	S	EКО	V, %
				мг-экв/100г почвы			
Пелозем примитивный							
о. Оранский	АС	8,4	7,7	0	2,2	2,2	100,0
	С <sub>1</sub>	8,6	4,6	0	2,0	2,0	100,0
Серогумусовая дерново-грубогумусированная почва							
мыс Желания о. Северный	О <sub>ао</sub>	7,5	6,4	8,9	1,6	10,5	15,2
	АС	6,9	6,2	1,3	2,0	3,3	60,4
	С <sub>1</sub>	5,5	6,8	0,4	9,1	9,5	95,4
	С <sub>2</sub>	8,1	7,4	0,5	12,4	12,9	96,6

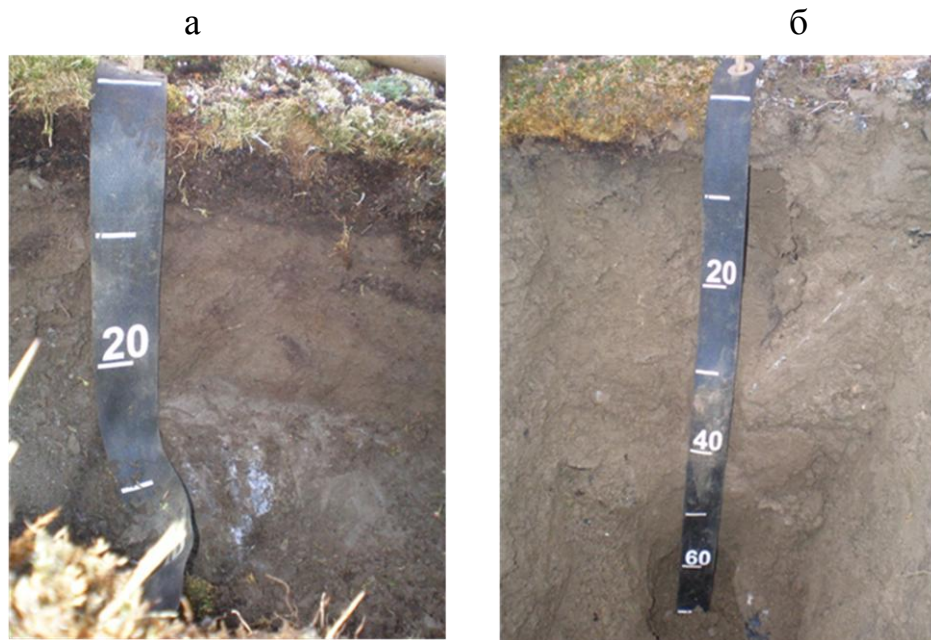


Рис. 3. Профили почв островов архипелага Земля Франца-Иосифа

Пелозем грубогумусированный (рис. 3б) имеет малую мощность до 10 см, дифференциация горизонтов слабо выражена. Химические свойства минеральных горизонтов близки по значениям, подстильно-торфяной О<sub>ао</sub> характеризуется высокими показателями физико-химической поглотительной способности, благодаря повышенному содержанию органического вещества в сравнении с другими горизонтами профиля.

Таблица 2

**Химические свойства почв островов архипелага Земля Франца-Иосифа**

Место расположения разреза	Горизонт	рН <sub>H2O</sub>	рН <sub>KCl</sub>	Нг	S	ЕКО	V, %
				мг-экв/100г почвы			
Пелозем грубогумусированный							
бухта Тихая о. Гукера	O <sub>ao</sub>	7,4	7,0	9,2	31,0	40,2	77,1
	AC	7,6	6,1	1,8	22,7	24,5	92,7
	C <sub>1</sub>	7,6	5,7	1,3	21,3	22,6	94,2
	C <sub>2</sub>	8,2	5,8	1,8	18,4	20,2	91,1
	C <sub>3</sub>	8,0	5,8	1,8	25,0	26,8	93,3
Иловато-торфяная глееватая дренированная мерзлотная почва							
мыс Флора о. Нордбрук	O <sub>ao</sub>	6,1	5,5	34,5	108,1	142,6	75,8
	T <sub>mr</sub>	6,9	5,4	23,3	29,9	53,2	56,2
	C <sub>1g</sub>	5,8	4,6	9,7	35,2	44,9	78,4
	C <sub>g</sub>	6,0	4,8	0	33,2	33,2	100,0

Арктика – заповедная территория, природа ее чрезвычайно уязвима к воздействию человека, которое может привести к необратимым экологическим процессам. Необходимо изучать арктические территории для сохранения их уникальности.

**Литература**

- Глазовская М. А. Почвы мира. П т. М.: Изд-во МГУ, 1972. С. 139–148.  
 Горячкин С. В. Почвенный покров Севера (структура, генезис, экология, эволюция). М.: ГЕОС, 2010. С. 55–84.  
 Федоров А. С., Горячкин С. В., Касаткина Г. А., Федорова Н. Н. География почв: учебное пособие. СПб.: Изд-во С.-Пб. ун-та, 2013. С. 36–62.

**ОСОБЕННОСТИ МОРФОЛОГИЧЕСКОЙ ДИФФЕРЕНЦИАЦИИ И  
 ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА АВТОМОРФНЫХ ТАЕЖНЫХ  
 ПОЧВ ПРИРЕЧНЫХ ЛЕСОВ р. ЩУГОР**

*Е. В. Жангуров, Ю. А. Дубровский*  
 Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, zhan.e@mail.ru

На Европейском Северо-Востоке России в условиях сглажено-увалистого рельефа почвенный покров представлен почти повсеместно тремя главными компонентами: подзолами и подзолистыми почвами – на повышенных дренированных элементах рельефа; торфянисто- и торфяно-подзолисто-глеевыми почвами на пологих склонах и окраинах болотных массивов; торфяно-болотными почвами в депрессиях. В автоморфных условиях (на вершинах и пологих склонах увалов северотаежных ландшафтов), сложенных пылеватыми покровными суглинками традиционно в качестве зональных типов почв выделяются глееподзолистые почвы (Атлас почв, 2010). Согласно «Классификации и диагностики почв СССР» (1977) глееподзолистые почвы диагностируются по наличию морфохроматических признаков оглеения в ви-

де сизых и сизовато-ржавых оттенков окраски подзолистого горизонта A2g (в т. ч. в срединных иллювиальных горизонтах) и наличию текстурного горизонта Bt (с многочисленными кутанами разного генезиса на гранях структурных отдельностей).

Результаты наших многочисленных полевых исследований (2005–2015 гг.), а также анализ литературных данных свидетельствуют о том, что для большинства автоморфных почв, формирующихся в северотаежных ландшафтах на этих отложениях, характерна общая черта морфологического строения: наличие в средней части профиля специфического криогеннооструктурного горизонта и отсутствие морфохроматических признаков оглеения в подзолистом горизонте – для него более характерен серовато-белесый цвет (Жангуров и др., 2008, 2011; Тонконогов, 2010). В связи с этим вопросы генезиса, морфологической и аналитической диагностики автоморфных северотаежных почв на суглинистых отложениях, а также оценка проявления элементарных процессов почвообразования являются малоисследованными и дискуссионными. С этой генетической проблемой тесно связаны сложности классификации изучаемых почв и особенности строения почвенного покрова территории в целом.

Целью данной работы явилось выявление морфолого-генетических особенностей северотаежных почв (на примере бассейна среднего течения р. Щугор) и определение классификационной принадлежности почв согласно «Полевому определителю почв России» (2008).

Район исследований охватывает предгорную (увалистую полосу) Приполярного Урала (бассейн среднего течения р. Щугор). Согласно ботанико-географическому районированию входит в состав Камско-Печорско-Западноуральской подпровинции Урало-Западносибирской провинции Евразийской таёжной области (Исаченко, Лавренко, 1980). Отличительной особенностью растительного покрова данной подпровинции является господство темнохвойных лесов с доминированием в составе древостоев видов сибирской полидоминантной тайги: ели сибирской – *Picea obovata*, пихты сибирской – *Abies sibirica*, кедра сибирского – *Pinus sibirica*. Полевые работы включали заложение и описание почвенных профилей с отбором образцов почвенных горизонтов. Геоботанические описания растительности выполняли по общепринятым в отечественной геоботанике методикам. Разрезы закладывали в ельниках папоротниковых (*acc. Piceetum expansae dryopteridosum*) в верхних частях склонов приречных водораздельных увалов.

Морфологическое строение. Почвы характеризуются отчетливой дифференциацией на генетические горизонты. Под подстильно-торфянистым горизонтом O формируется подзолистый горизонт E – серовато-белесый легкий суглинок, рыхлый, бесструктурный или со слабовыраженной тенденцией горизонтальной делимости (рис.), переход отчетливый, граница волнистая. Иллювиально-железистый горизонт BF – светло-охристый (ржаво-бурый) средний суглинок с непрочнокомковато-порошистой структурой, размеры структурных отдельностей 3–5 мм (рис.).

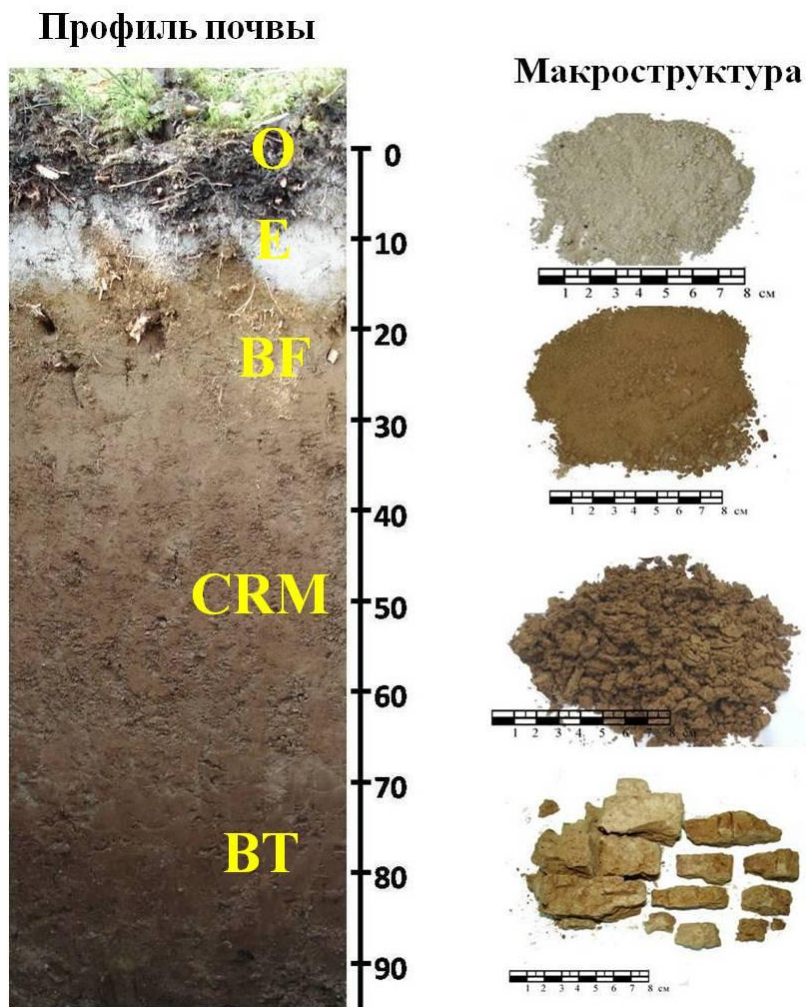


Рис. Почвенный профиль светлосема и макроструктура горизонтов

В средней части профиля рассматриваемых почв на глубине 20–60(70) см формируется оструктуренный криометаморфический горизонт CRM (рис.). Горизонт имеет тусклую желтовато-бурую окраску, наблюдается горизонтальная делимость почвенной массы. Непрочные линзовидные агрегаты толщиной до 1 см рассыпаются на комковато-ореховатые или угловато-крупитчатые с размерами 2–7 мм по горизонтали и 2–3 мм по вертикали. С глубиной размер структурных отдельностей увеличивается до 10–15 мм. Внутрипедная масса имеет желтовато-бурый цвет, который слабо отличается от цвета поверхности агрегатов. Переход в следующий горизонт ясный по структуре, плотности и гранулометрическому составу.

В нижней наиболее тяжелой части профиля с глубины 60–70 см формируется текстурный горизонт BT. Это коричневато-бурый, плотный тяжелый суглинок с многопорядковой призматически-ореховато-плитчатой структурой (рис.), по граням структурных отдельностей присутствуют иллювиальные глинистые и пылевато-глинистые кутаны, на верхних гранях крупных призм развиты скелетаны. Цвет внутрипедной массы темнее по сравнению с поверхностью структурных отдельностей. Преобладают агрегаты с размерами 2–3 см, наиболее крупные 3–4 см.

Согласно «Полевому определителю почв России» (2008), типовая и подтиповая диагностика которого построена на системе горизонтов и признаков, почвы с подобным строением профиля относятся к светлоземам иллювиально-железистым текстурно-дифференцированным.

По классификации, предложенной Димо, подзолистые почвы северной и средней тайги по температурному режиму относятся к очень холодному подтипу длительно сезоннопромерзающего типа (Классификация, 1977). Продолжительность периода с отрицательными температурами почвы колеблется от 200 до 230 дней. Поэтому формирование самостоятельного диагностического криометаморфического горизонта CRM с линзовидно-слоистой острорезберной рассыпчатой структурой мы связываем со своеобразным криогенным структурным метаморфизмом почвенной массы, что согласуется с глубиной промерзания подобных почв в зимний период.

Исследованные светлоземы характеризуются сильноокислой реакцией и ненасыщенностью основаниями. Наиболее низкие значения pH характерны для подзолистого горизонта, что свидетельствует об интенсивном промывании и слабой нейтрализации кислого органического вещества, мигрирующего по профилю. Максимальное содержание обменных оснований наблюдается в подстильно-торфянистом горизонте (биогенное накопление) и в горизонтах иллювиального накопления ила (BT). Оксалаторастворимые формы Fe и Al в максимальных количествах содержатся в горизонте BF, в подзолистых горизонтах их содержание резко уменьшается. Содержание гумуса низкое (до 1,5%), постепенно убывает с глубиной.

Илистая фракция и физическая глина изучаемых разрезов в целом распределены по элювиально-иллювиальному типу: в гор. E отмечается минимальное содержание ила с закономерным увеличением его в гор. BT<sub>1</sub>-BT<sub>2</sub>, что хорошо согласуется с наличием многослойных кутан иллювиирования в этом горизонте.

Таким образом, в морфологическом строении срединных горизонтов отчетливо диагностируется специфически оструктуренный неглеевый криометаморфический горизонт CRM, формирование которого связано с развитием длительных сезонных криогенных процессов. Сочетание процессов криометаморфизма с альфегумусовой дифференциацией веществ определяет формирование в легких частях профилей системы подзолистого, иллювиально-железистого и криометаморфического горизонтов. Как было показано нами ранее (Жангуров и др., 2011), криогенные процессы в слое длительной сезонной мерзлоты (горизонты CRM) определяют разрушение железосодержащих минералов с выделением аморфных соединений железа, которые способствуют агрегации плазменно-пылеватого материала. Вероятно, формированию специфической криогенной структуры способствуют аморфные вещества, иллювиированные из гор. E за счет Al-Fe гумусового процесса.

Исследованные нами светлоземы приречных лесов бассейна р. Щугор при смене почвообразующих пород на сильноопесчаненные моренные суглинки переходят в тип подзолов иллювиально-(гумусово)-железистых.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Программа Президиума РАН «Живая природа» «Разнообразие растительного мира и почвенного покрова ландшафтов, перспективных для включения в состав объекта Всемирного наследия ЮНЕСКО «Девственные леса Коми» № 15-12-4-1.*

#### **Литература**

Атлас Почв Республики Коми / Под ред. Г. В. Добровольского, А. И. Таскаева, И. В. Забоевой. Сыктывкар, 2010. 356 с.

Жангуров Е. В., Лебедева (Верба) М. П., Забоева И. В. Микростроение генетических горизонтов автоморфных таежных почв Тимана // Почвоведение. 2011. № 3. С. 288–299.

Жангуров Е. В., Тонконогов В. Д., Забоева И. В. Автоморфные почвы Среднего и Южного Тимана // Почвоведение. 2008. № 12. С. 1412–1422.

Исаченко Т. Н., Лавренко Е. М. Ботанико-географическое районирование // Растительность европейской части СССР. Л., 1980. С. 10–20.

Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.

Полевой определитель почв России. М., 2008. 182 с.

Тонконогов В. Д. Автоморфное почвообразование в тундровой и таежной зонах Восточно-Европейской и Западно-Сибирской равнин. М.: Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева, 2010. 304 с.

### **ИЗУЧЕНИЕ ПОЧВ ВЕРХНЕГО ПРИАНГАРЬЯ (ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АСПЕКТ)**

*Е. В. Напрасникова, И. А. Белозерцева, Д. Н. Лопатина  
Институт географии им. В. Б. Сочавы СО РАН, [napev@irigs.irk.ru](mailto:napev@irigs.irk.ru)*

Хорошо известно, что почв, не измененных человеком, на земном шаре осталось не более 5%. Комплексное изучение функциональных характеристик почв в системе природопользования является актуальной задачей современности.

В этой связи проведена работа (в полевых и лабораторных условиях), целью которой явилось оперативное определение биохимического состояния и токсичности почв, на примере Осинского района Верхнего Приангарья (Восточная Сибирь).

Почвенный покров исследуемой территории сравнительно разнообразен, что обусловлено особенностями геологического строения, рельефа, климата, растительности и антропогенного воздействия. Совокупность факторов почвообразования создает предпосылки для формирования особых типов почв, не вписывающихся в традиционные представления о зональных типах таежно-лесной зоны – черноземов, темногумусовых и других под степной растительностью. Растительный покров представлен сочетанием леса, зарослей кустарника, степи, луга, болота. По геоботаническому районированию территорию относят к Ольхонско-Приангарскому сосново-лесостепному геоботаническому округу (Атлас, 1969; Грудинин, 1997).

В результате проведенных исследований выявлено, что на большей части (более 40%) освоенной территории размещаются бывшие агрогенные ана-

логи темногумусовых, черноземов и серых почв на суглинистых отложениях пологих склонов с бугристо-западинным микрорельефом, распаханые или естественные под светлохвойными кустарничково-травяными лесами. В настоящее время основные массивы этих почв находятся под пашнями. Проградированные почвы, по сравнению с серыми лесными, имеют более мощный гумусовый горизонт. На исследуемой территории всего выделено 3 ствола, 9 отделов, 27 типов и 46 подтипов почв.

Кроме этого в данной экспериментальной работе должно внимание было уделено изучению некоторых интегральных показателей, характеризующих экологические свойства почв.

Так, показатели рН изучаемых почв, определенные потенциометрическим методом, варьируют от нейтральных (6,9) до сильнощелочных (8,4 ед.) независимо от типа и их использования (рис. 1). На этом фоне протекают все сложные процессы трансформации органических соединений.

Определение биологической активности почв выполнялось экспресс-методом по Т. В. Аристовской и М. В. Чугуновой (1989). Сущность данной методики состоит в определении скорости (в часах) изменения рН от выделяемого аммиака при разложении карбамида. Чем меньше количество часов, регистрирующее скорость реакции, тем выше уровень биологической активности почв. Данный интегральный показатель послужил нашим выбором не случайно. Известно, что биологическая активность почв является информативным показателем её функциональных возможностей на текущий момент времени и контролируется экологическими факторами. Такой индикаторный подход широко апробирован нами на различных естественных и антропогенных почвах Сибири (Напрасникова, 2005; Напрасникова, Белозерцева, 2015 и др.).

Результаты определения биологической активности разных типов почв (БАП) и в различных местоположениях приведены на рисунке 1. Значения БАП колеблются от 2 до 8 часов (далее единиц), на основании чего их можно отнести к высокоактивным и частично к среднеактивным. Анализ данных показывает, что наиболее высокая активность почв чаще проявляется на пашнях и пастбищах (2–3 ед.), что связываем с дополнительным привнесением азотсодержащих органических веществ. На залежных участках наблюдается относительно меньшая БАП, которая колеблется от 3 до 8 единиц. Следует отметить, что значение активности естественной серой бескарбонатной почвы (фоновой), которая может служить условным контролем, достигает 4 единиц. Эта цифра очень близкая к статистически среднему значению БАП (4,7 ед.) в общей совокупности полученных данных.

Определение зависимости биологической активности естественных и агрогенно-преобразованных почв Осинского района от показателей рН выявило статистически не существенное значение ( $r < 0,3$  по шкале Чеддока). Иными словами, это очень слабая корреляция. Однако тренд (основная тенденция) такой зависимости выражен. Полученные результаты имеют сходст-



во с нашими данными по другим территориям, где земли находятся под сельскохозяйственным использованием.

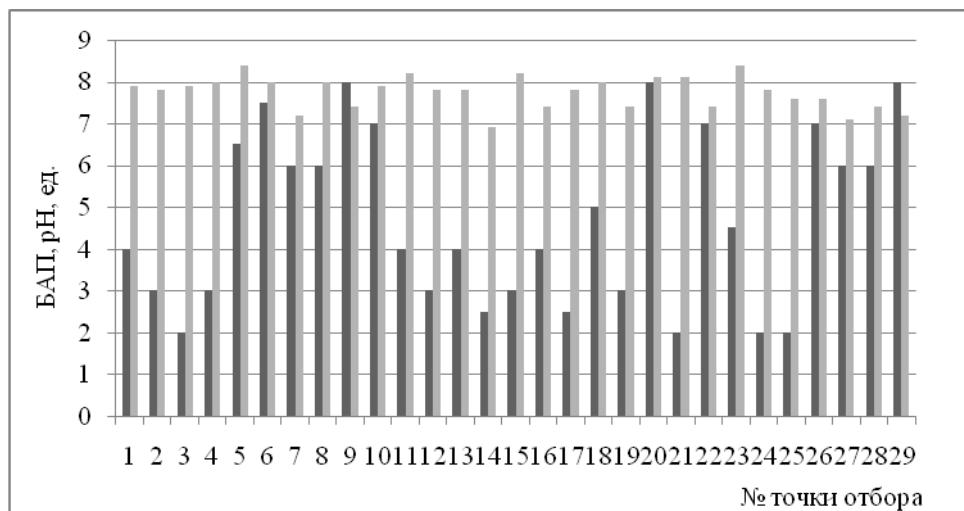


Рис. 1. Уровень рН и биологической активности почв Осинского района  
Примечание: ■ – значения БАП; □ – значения рН

Известно, что наряду с природными токсическими продуктами в окружающую среду поступают разные по составу и свойствам техногенные загрязнители. Трудности диагностики не позволяют четко дифференцировать эти вещества и определять степень их влияния на среду. В связи с проблемами их прямого определения в познании активаторно-ингибиторной функции почвы, полезно использовать косвенные методы. Речь идет об оценке степени фитотоксичности почв по степени прорастания семян высших растений. В качестве тест-объекта служили семена редьки согласно ГОСТу (2009).

Результаты этих определений показали, что преобладающее количество почв ингибируют прорастание семян на 10–25%. Лишь в отдельных случаях (30–65%) значения достигают порога токсичности. При этом отмечено, что в почвах, взятых под растительностью, степень угнетения прорастания семян гораздо меньше (или отсутствует), чем без растительности.

Основные выводы: 1. Настоящая работа имеет не только научную новизну, но и практическую направленность в виде информационного обеспечения для хозяйственной деятельности человека в реальном времени.

2. Получены новые данные о пространственном распределении и экологическом состоянии естественных и агрогенно-преобразованных почв в системе природопользования Верхнего Приангарья.

3. Выявлен высокий уровень биологической активности почв. Изменение щелочно-кислотных условий может повлечь за собой интенсивное выделение азота из почвы, и, следовательно, потерю плодородия.

*Работа выполнена в рамках проекта РФФИ: № 14-05-00183.*

#### Литература

Аристовская Т. В. Чугунова М.В. Экспресс-метод определения биологической активности почв // Почвоведение, 1989. № 11. С. 142–147.

Атлас Иркутской области. Иркутск, 1962. 182 с.

ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. М.: Изд-во стандартов, 2009. 20 с.

Грудинин Г. В. География Усть-Ордынского Бурятского автономного округа: Учеб. пособие.: Изд-во Иркутского гос. пед. ун-та, 1997. 317 с.

Напрасникова Е. В. Уреазная активность и pH как показатели экологического состояния почв городов Восточной Сибири // Почвоведение. 2005. № 11. С. 1345–1352.

Напрасникова Е. В., Белозерцева И. А. Экологическое состояние почв рекреационной зоны побережья озера Байкал. // Экология родного края: проблемы и пути решения. Материалы Всерос. научн. конф. с междунар. участием. Киров. 2015. С. 281–283.

## **СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ГУМИНОВЫХ КИСЛОТ ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ ХРОНОЛОГИЧЕСКОГО РЯДА ВЫРУБОК ПО ДАННЫМ <sup>13</sup>C-ЯМР-СПЕКТРОСКОПИИ**

*Н. Н. Бондаренко<sup>1</sup>, Е. М. Лаптева<sup>1</sup>, В. Д. Тихова<sup>2</sup>*

*<sup>1</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

*<sup>2</sup> Новосибирский институт органической химии  
им. Н. Н. Ворожцова СО РАН, BondNikropolNik@mail.ru*

Подзолистые почвы обуславливают устойчивое функционирование высокобонитетных хвойных лесов, формирующихся на территории Европейского Северо-Востока (Атлас почв Республики Коми, 2010). В устойчивости наземных экосистем важную роль играет почвенное органическое вещество, что обуславливает большой интерес исследователей к изучению строения и свойств его структурных компонентов (Орлов, 1990). В Республике Коми особенности формирования гуминовых (ГК) и фульвокислот (ФК) в почвах таежных биогеоценозов исследованы достаточно подробно (Лодыгин и др., 2007). Однако влияние антропогенных факторов на их трансформацию и закономерности изменения их структуры под влиянием техногенеза практически не исследованы. В таежной зоне одним из мощных факторов, определяющих сукцессионные изменения почв и растительности, является промышленная лесозаготовительная деятельность. В подзоне средней тайги на первых этапах послерубочных сукцессий происходит временное переувлажнение подзолистых почв (Путеводитель..., 2007), изменяется их термический режим (Дымов, Старцев, 2016), а также качественный и количественный состав растительного опада (Дымов и др., 2012), что приводит к изменению режимов почвообразования и условий образования гумусовых веществ.

Цель данной работы заключалась в оценке изменения структурно-функциональных параметров гуминовых кислот подзолистых почв в процессе восстановления растительного покрова на участках сплошнолесосечных рубок среднетаежных еловых зеленомошных лесов.

Исследования проводили на территории Республики Коми (Усть-Куломский р-н), в подзоне средней тайги. Объектами исследования послужи-

ли почвы коренного ельника черничного (участок ПП1) и разновозрастных производных березняков, сформировавшихся после рубок главного пользования, проведенных в зимний период 2001/2002 (ПП2) и 1969/1970 гг. (ПП 3). Подробное описание ключевых участков и их почвенно-растительного покрова дано в работах (Путеводитель..., 2007; Дымов и др., 2012). Почвенный покров участков представлен подзолистыми текстурно-дифференцированными почвами, сформированными на крупнопылеватых покровных суглинках.

Препараты ГК выделяли из воздушно-сухих образцов органогенных горизонтов почв двукратной экстракцией смесью 0.1 М NaOH и 0.1 М Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (рН 13) при соотношении почва : раствор 1:10. <sup>13</sup>C-ЯМР-спектры растворов ГК в 0,5 М NaOH/D<sub>2</sub>O регистрировали на спектрометре DRX-500 фирмы Bruker на частоте 125,76 МГц. В качестве внешнего стандарта использовали тетраметилсилан. Спектры снимали с задержкой 1 с между импульсами. Относительное стандартное отклонение результатов 10-кратного ручного интегрирования не превышало 3%.

Спектроскопия <sup>13</sup>C-ЯМР используется для характеристики структурно-функциональных параметров гумусовых кислот (Орлов, 1990; Перминова, 2000). Возможности метода позволяют выявить группы уширенных сигналов спектра, по интегральным интенсивностям которых проводится количественная оценка содержания различных структурных фрагментов в составе макромолекул гумусовых кислот (Сартаков, 2008; Lodygin, Veznosikov, 2010). Интегрирование спектра <sup>13</sup>C-ЯМР в определенных интервалах частоты позволяет различить и дать количественную оценку содержания углерода молекулярных фрагментов ГК. Химическим сдвигам в области 0–65 миллионной доли частоты (м.д.) соответствуют атомы углерода алкильных (алифатических) фрагментов, 65–90 м.д. – атомы углерода полисахаридных фрагментов (углеводных, спиртовых и др.), 90–160 м.д. – атомы углерода ароматических фрагментов, 160–200 м.д. – атомы углерода карбоксильных, амидных и хинонных групп. Данные интервалы являются общими, по которым проводят интегрирование <sup>13</sup>C-ЯМР-спектров (Орлов, 1990). В <sup>13</sup>C-ЯМР-спектрах границы пиков достаточно четкие, хорошо проявляются и определяются наличием атомов углерода, входящих в состав различных алифатических и ароматических молекулярных фрагментов (рис.).

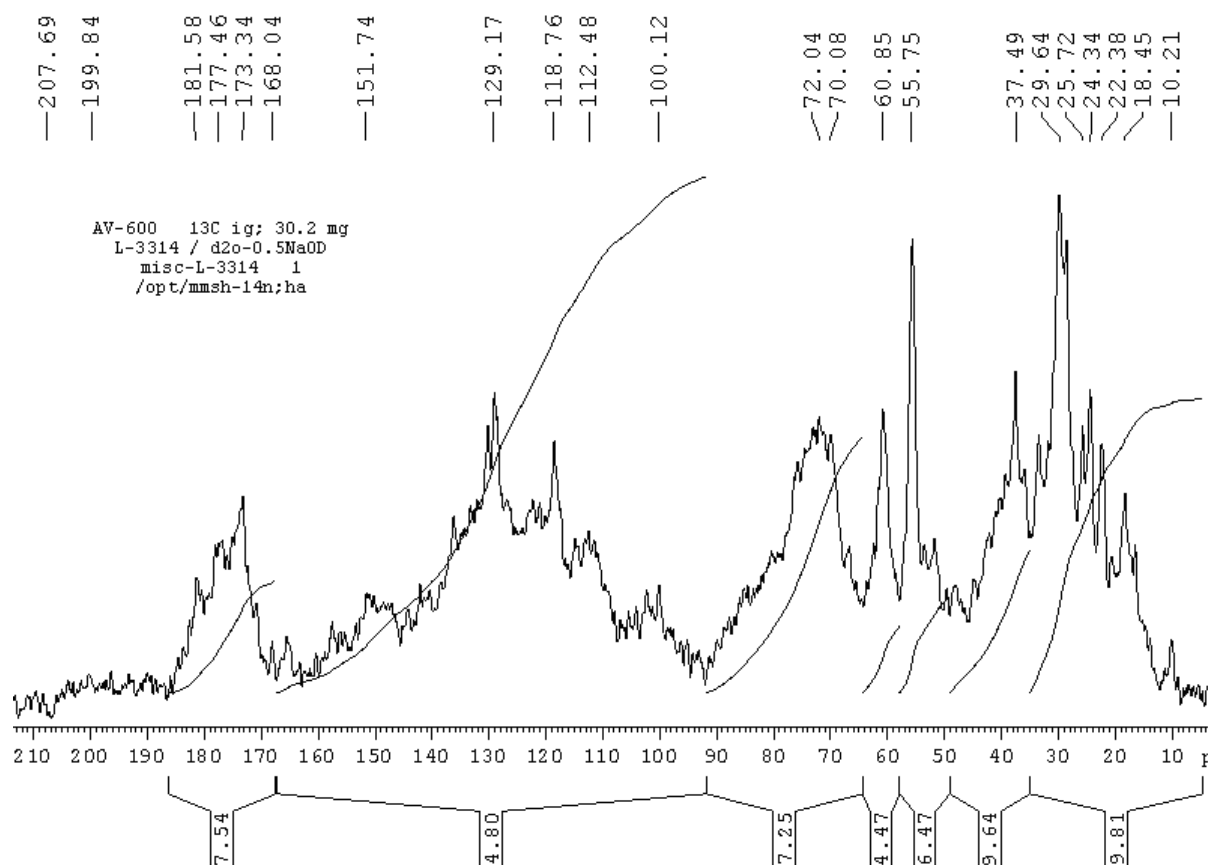


Рис. Пример  $^{13}\text{C}$ -ЯМР-спектра гуминовой кислоты, выделенной из органогенного горизонта подзолистой почвы целинного елового леса (участок ПП1)

В таблице представлена количественная характеристика относительно содержания атомов углерода основных структурных фрагментов в молекулах гуминовых кислот, выделенных из органогенных горизонтов почв рассмотренного хронологического ряда вырубок, полученная интегрированием линий поглощения на  $^{13}\text{C}$ -ЯМР-спектрах в соответствующих диапазонах химических сдвигов. Как видно, во всех препаратах ГК основная доля углерода приходится на алифатическую часть спектра в области от 0 до 65 м.д. (Сал.) и ароматическую – в области 90–160 м.д., соответствующую ароматическим атомам углерода в конденсированных системах (Сар.). Сопоставление полученных данных для всех трех участков свидетельствует о том, что препараты ГК, выделенные из органогенного горизонта почвы молодого березняка (участок ПП2) существенно отличаются по относительному содержанию Сал. и Сар. от препаратов ГК, выделенных из органогенных горизонтов почв целинного елового леса (ПП1) и средневозрастного березняка (ПП3). ГК почвы «молодой» вырубки (ПП1) характеризуются максимальным содержанием атомов углерода, относящихся к алифатическим фрагментам (Сал.), а также входящих в состав сложноэфирных и карбоксильных молекулярных фрагментов, и минимальным – атомов углерода, входящих в состав ароматических структурных компонентов (Сар.).

**Относительное содержание (%) атомов углерода  
в структурных фрагментах гуминовых кислот**

Участок	Горизонт	Химический сдвиг, ppm			
		0–65	65–90	90–160	160–200
ПП-1	АО	40,39	17,25	34,8	7,54
ПП-2	АО	44,15	16,04	29,76	11,05
ПП-3	АО	41,05	15,82	33,82	9,27

Препараты гуминовых кислот, выделенные из органогенного горизонта почвы участка ПП3 по относительному содержанию атомов углерода, входящих в состав различных молекулярных фрагментов, близки к почве контрольного участка, хотя эти два участка существенно отличаются друг от друга по характеру растительности напочвенного покрова и составу древесного (Путеводитель..., 2007).

Спектр  $^{13}\text{C}$ -ЯМР в области 65-90 м.д. характеризует содержание атомов углерода, входящих в состав полисахаридов в структуре макромолекулы гуминовой кислоты. Как видно из таблицы, максимальное количество углерода, входящего в состав полисахаридов, отмечено для ГК почвы контрольного участка (ПП1). Его содержание снижается в препарате ГК, выделенной из почвы участка ПП2, и достигает своего минимума в препарате ГК из почвы участка ПП3.

Выявленные различия в содержании атомов углерода, входящих в состав структурных фрагментов в составе макромолекул ГК, свидетельствуют об изменении условий почвообразования и гумификации на первых этапах самовосстановительной сукцессии после рубок еловых лесов в подзоне средней тайги. Возрастание доли алифатических структур и снижение доли ароматических фрагментов в составе препаратов ГК позволяют говорить об упрощении строения молекулы гуминовой кислоты в почве «молодой» вырубке, что может быть обусловлено снижением микробиологической активности подзолистых почв в условиях их временного переувлажнения на первых этапах восстановления растительного покрова после сведения елового древесного.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Комплексной программы УрО РАН № 15-12-4-45 «Функционирование и эволюция экосистем криолитозоны европейского северо-востока России в условиях антропогенных воздействий и изменения климата» (Гр.11512151006).*

#### Литература

Атлас почв Республики Коми / Под ред. Г. В. Добровольского, А. И. Таскаева, И. В. Забоевой. Сыктывкар, 2010. 356 с.

Дымов А. А., Бобкова К. С., Тужилкина В. В., Ракина Д. А. Растительный опад в коренном ельнике и лиственно-хвойных насаждениях // Лесной журнал. 2012. № 3. С. 7–18.

Дымов А. А., Старцев В. В. Изменение температурного режима подзолистых почв в процессе естественного лесовозобновления после сплошнолесосечных рубок // Почвоведение. 2016. № 5. С. 599–608.

Лодыгин Д. Е., Безносиков В. А., Чуков С. Н. Структурно-функциональные параметры гумусовых веществ подзолистых и болотно-подзолистых почв. СПб.: Наука, 2007. 145 с.

Орлов Д. С. Гуминовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во МГУ, 1990. 325 с.

Перминова И. В. Анализ, классификация и прогноз свойств гумусовых кислот. Автореф. дис. ... д-ра хим. наук. М., 2000. 50 с.

Путеводитель научной почвенной экскурсии. Подзолистые суглинистые почвы разновозрастных вырубков (подзона средней тайги). Сыктывкар, 2007. 84 с.

Сартаков М. П. Спектроскопия ЯМР <sup>13</sup>C гуминовых кислот торфов Среднего Приобья // Химия растительного сырья. 2008. № 3 С. 135–139.

Lodygin E. D., Beznosikov V. A. The molecular structure and elemental composition of humic substances from Albeluvisols // Chemistry and Ecology. 2010. Vol. 26. № 4. P. 87–95.

## **ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО ДЕНСИМЕТРИЧЕСКИХ ФРАКЦИЙ ЕСТЕСТВЕННЫХ И ПОСТАГРОГЕННЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВ СРЕДНЕЙ ТАЙГИ РЕСПУБЛИКИ КОМИ**

*Е. Н. Михайлова<sup>1</sup>, А. А. Дымов<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Сыктывкарский государственный университет, e-mihaylova44@yandex.ru*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, aadymov@gmail.com*

Происходящие в настоящее время быстрые и глобальные изменения в использовании сельскохозяйственных земель выступают как фактор, равноправный по сравнению с изменением климата. В результате экономического коллапса конца 1990-х – начала 2000 гг. из использования выведены огромные массивы аграрных угодий (Курганова и др., 2010). Если прекратить сельскохозяйственную обработку, на заброшенных участках происходит постагрогенная сукцессионная смена растительности, направленная на восстановление естественной лесной растительности и морфологического строения почв, существовавшего до сельскохозяйственного освоения. Продолжительность процесса постагрогенной трансформации измеряется десятками и первыми сотнями лет и зависит от регенеративной способности почв (Почвообразовательные..., 2006). В Республике Коми (РК) в основном забрасывались сенокосные угодья. При этом, данные по изменению почв залежных участков Республики Коми носят единичный характер, наименее изученным остается изменение почвенного органического вещества. Почвенное органическое вещество является важным пулом таежных экосистем. Оно способствует образованию агрегатов, улучшает устойчивость структуры, влияет на водные свойства и увеличивает водоудерживающую способность почвы, образует комплексные соединения. В связи с этим, цель данной работы заключалась в выявлении особенности распределения углерода в верхних горизонтах почв постагрогенных ландшафтов на территории средней тайги Республики Коми.

Исследования проводились в Прилузском районе РК, в подзоне средней тайги, Сысола-Вычегодской провинции, Луза-Сысольского округа типичных подзолистых и болотно-подзолистых почв, вблизи с.Читаево. Объектами ис-

следования были участки сенокосных угодий, выведенные из использования за последние 5–85 лет. Исследовано четыре участка: 1 – ельник чернично-зеленомошный (условно-фоновый), подзолистая текстурно-дифференцированная почва, 2 – разнотравный луг (5-7 лет), почва – агрозем текстурно-дифференцированный, 3 – березняк разнотравный (19 лет), почва – агрозем текстурно-дифференцированный, 4 – ельник кисличный (85 лет), почва – агрозем текстурно-дифференцированный. Исследуемые участки расположены в непосредственной близости друг от друга (расстояние между крайними точками не более 4 км). Более подробно участки описаны ранее (Путеводитель ..., 2015).

Диагностику и классификационное положение почв определяли согласно (Полевой..., 2008). Содержание углерода, азота в почвах и денсиметрических фракциях определяли на элементном анализаторе EA-1110, содержание обменных оснований, кальция, магния в ЦКП «Хроматография» Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Денсиметрическое фракционирование проводили поливольфрамом натрия согласно (Grunewald et al., 2006) с учетом рекомендаций (Cerly et al., 2012). Разделяли верхние минеральные горизонты исследуемых почв на 3 фракции: фракцию свободного органического вещества (с плотностью  $<1,6 \text{ г/см}^3$ ), окклюдированного органического вещества (с плотностью  $<1,6 \text{ г/см}^3$ ) и тяжелую фракцию ОВ, связанную с минеральной составляющей (с плотностью  $>1,6 \text{ г/см}^3$ ) (Дымов и др., 2015).

В ходе анализа физико-химических свойств было выявлено, что почвы залежей 5-ти и 19-ти лет менее кислые, в то время как почвы контрольного участка и вновь образовавшегося ельника более кислые. Профильное изменение значений солевой вытяжки и гидролитической кислотности имеют сходные закономерности. Более низкое содержание кальция и магния выявлено в верхних минеральных горизонтах 5-ти и 19-летних залежей, по сравнению с контрольным участком и 85-летним ельником. По степени насыщенности основаниями верхние генетические горизонты практически не отличаются. Отмечено возрастание степени насыщенности основаниями в срединных горизонтах почв 5-ти и 19-летних залежей

В органогенных горизонтах почв условно-коренного леса и 85-летнего ельника установлено наибольшее содержание углерода и азота. Профильное распределение углерода и азота – плавноубывающее. Но при этом почвы 5 и 19-летних залежей характеризуются более узким отношением C:N, что говорит о большей концентрации азота в составе почвенного органического вещества.

Анализ содержания денсиметрических фракций показал, что в почвах преобладают органо-минеральные тяжелые фракции (НФ). В верхних горизонтах агрогенных почв наблюдается возрастание фракций свободного (ФРОМ) и окклюдированного (ОРОМ) органического вещества. Денсиметрические фракции существенно отличаются по содержанию углерода и азота. Во всех рассматриваемых почвах, наибольшие концентрации углерода и азота характерны для фракций свободного и окклюдированного органического вещества. Но при этом в почве 5-летней залежи содержание углерода, как в свободном,

так и окклюдированном органическом веществе существенно уменьшается. Далее, в почвах 19-ти и 85-ти лет, прослеживается увеличение содержания как углерода, так и азота.

Вклад отдельных денсиметрических фракций в общее содержание углерода на сравниваемых участках имеет достаточно близкие значения, при некотором возрастании содержания углерода относительно нижней части элювиального горизонта в почве 85-летнего ельника.

Таким образом, проведение исследований позволило выявить, что агроземы, выведенные из сельхозпользования 5–85 лет назад, сохраняют основные черты пахотных почв. Показано, что залежные участки существенно отличаются от почвы контрольного (лесного) участка по кислотности, содержанию обменных форм кальция и магния, степени насыщенности основаниями, содержанию углерода и азота. В верхних минеральных горизонтах почв условно-коренного леса и 85-летнего заброшенного участка наблюдается возрастание общего углерода. Увеличение происходит преимущественно за счет органического вещества, прочно связанного с минеральной матрицей.

*Работа выполнена при поддержке гранта президента РФ для молодых кандидатов наук МК-2905.2015.4.*

#### **Литература**

Дымов А. А., Милановский Е. Ю., Холодов В. А. Состав и гидрофобные свойства органического вещества денсиметрических фракций почв Приполярного Урала // Почвоведение. 2015. № 11. С. 1335–1345.

Курганова И. Н., Лопес де Гереню В. О., Швиденко А. З. Сапожников П. М. Изменение общего пула органического углерода в залежных почвах России в 1990–2004 гг. // Почвоведение. 2010. № 3. С. 361–368.

Полевой определитель почв России. М.: 2008. 182 с.

Почвообразовательные процессы / Под ред. М. С. Симаковой, В. Д. Тонконогова. М.: Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева, 2006. 510 с.

Путеводитель научной почвенной экскурсии. Современные изменения лесных почв средней тайги. Сыктывкар, 2015. 36 с.

Cerli C., Celi L., Kalbitz K., Guggenberger G., Kaiser K. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil - Testing for proper density cut-off and dispersion level // Geoderma. 2012. 170. P. 403–416.

Grunewald G., Kaiser K., Jahn R., Guggenberger G. Organic matter stabilization in young calcareous soils as revealed by density fractionation and analysis of lignin-derived constituents // Organic Geochemistry. 2006. P. 1573–1589.

## **СОДЕРЖАНИЕ УГЛЕВОДОРОДОВ В ФОНОВЫХ ПОЧВАХ**

***Е. Д. Лодыгин, В. А. Безносиков***

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, lodigin@ib.komisc.ru*

Анализ инструктивно-методической литературы, регламентирующей допустимые нагрузки углеводородов (нефтепродуктов) на почвы, позволяет констатировать, что существующие нормативы (ПДК, ОДК) в области антропогенных нагрузок углеводородов (УВ) на почву не дифференцированы по



природно-климатическим зонам и поэтому не могут быть использованы в конкретном регионе при проведении экологических экспертиз. Почвы в экстремальных климатических условиях Севера обладают низкой емкостью катионного обмена и слабой самоочищаемостью, что обуславливает необходимость систематического контроля за их загрязнением УВ. При оценке загрязнения почв УВ, по существующим нормативам (СанПиН 2.1.7.1287-03.), требуется вычисление коэффициента концентрации загрязняющего компонента, равного кратности превышения содержания данного компонента над ПДК, а при отсутствии ПДК рекомендуется использовать фоновые значения углеводородов.

В настоящее время данные по фоновому содержанию УВ в почвах Республики Коми ограничены и, как правило, разноречивы, многие из них недостаточно увязаны с вариабельностью их содержания в почвах. Поэтому оценка их естественного фона является актуальной задачей, решение которой позволит объективно определять загрязнение почв и своевременно ввести ограничения, как на промышленные, так и сельскохозяйственные технологии (Безносиков, Лодыгин, 2010).

Цель данной работы – оценка фонового содержания, установление закономерностей накопления углеводородов в разных типах почв крайнесеверной и северной тайги с учетом ландшафтно-геохимических особенностей территорий.

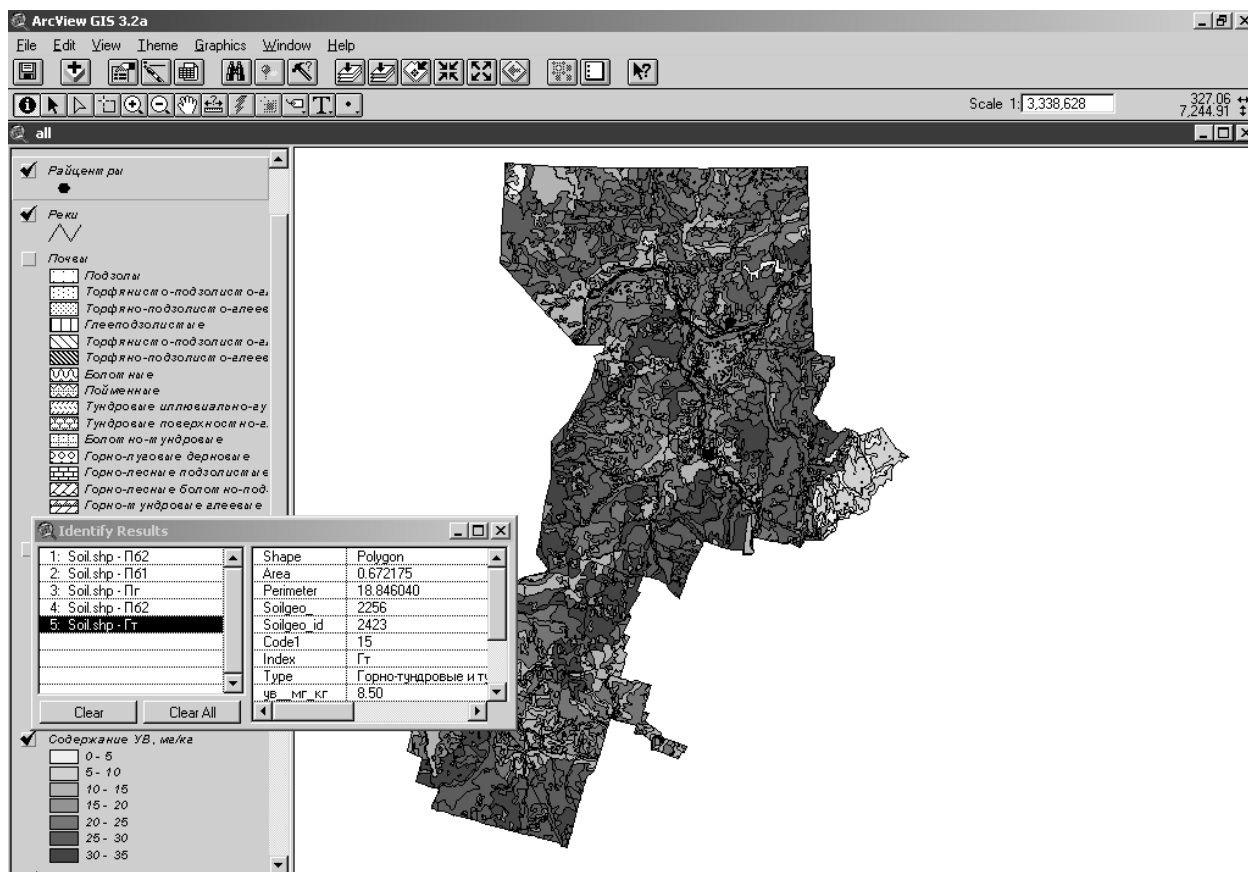
Почвы районов исследований Республики Коми представлены главным образом: в равнинной части – болотно-подзолистыми (32,0%), болотными (24,6%), глееподзолистыми (18,7%) и подзолами (11,8 %), в горной – тундровыми (2,8%), подзолистыми (1,2%), болотно-подзолистыми (0,4%) и луговыми дерновыми (0,2%).

Данные по фоновому содержанию УВ в органогенных (подстилочных) горизонтах исследованных почв Республики Коми приведены в базе данных, составленной с использованием ГИС (ArcView GIS 3.2a), фрагмент которой представлен на рисунке.

Накопление и распределение УВ в почвенном покрове зависит от ряда факторов: гранулометрического состава почвообразующих пород, рельефа территории и характера почвообразования. Анализ всего массива данных показал, что для распределения УВ в почвах характерна положительная асимметрия. Положительная асимметрия в большинстве случаев свидетельствует о том, что наибольшее число вариаций в массовой доле углеводородов приходится на величины меньше среднего арифметического. Установлено, что диапазоны фоновых колебаний содержания УВ, с уровнем значимости 0,5, близки для суглинистых болотно-подзолистых, подзолистых и глееподзолистых почв. Это связано с единством пород, близким гранулометрическим составом почв на покровных суглинках и едиными закономерностями миграции УВ в ландшафте. Аналогичные закономерности массовой доли УВ отмечены в почвах, сформированных на древнеаллювиальных и водноледниковых песчаных отложениях на слабодренированных равнинных водораздельных ува-

лах, флювиогляциальных террасах, покрытых песчаными отложениями, но абсолютное содержание УВ в этих почвах (подзолы и болотно-подзолистые иллювиально-гумусовые и иллювиально-железистые) ниже, чем в почвах, образованных на суглинистых почвообразующих породах. Для горных почв характерны отрицательные значения асимметрии.

Рис. Фрагмент базы данных содержания углеводов в почвах



Результаты содержания УВ в изучаемых почвах позволили установить аккумуляцию их в органогенных, подстилочных и иллювиальных горизонтах. Эти горизонты, служат геохимическим барьером на пути миграции УВ в пределах профиля. Дифференциация углеводов по генетическим горизонтам более выражена в почвах, сформированных на суглинках (подзолистые, глееподзолистые, болотно-подзолистые) и менее в почвах на песчаных породах (подзолы и болотно-подзолистые иллювиальные). Сопоставление градиента нисходящей миграции УВ в почвах показало, что в подзолах и торфянисто-подзолистых иллювиально-гумусовых почвах, сформированных на песчаных отложениях, идет равномерное их распределение по профилю, в суглинистых почвах происходит накопление в горизонтах.

Уровни фоновых концентраций углеводов также неодинаковы для почв разных элементов ландшафта. Повышенное содержание УВ характерно для болотно-подзолистых почв. Эти почвы занимают аккумулятивные и элювиально-аккумулятивные ландшафты (плоские депрессии и водоразделы, слабо дренированные увалы и пологие склоны, межувальные понижения и

окраины болот), где в условиях периодически возникающего анаэробнозиса и медленного разложения растительных остатков происходит естественное накопление УВ в процессе почвообразования. Аккумуляция УВ в болотно-подзолистых почвах может быть связана также и с активным латеральным привносом из окружающих ландшафтных компонентов. В органогенных горизонтах болотно-подзолистых почв, сформированных на покровных суглинках, содержание углеводов колеблется в интервале от  $26 \pm 4$  до  $32 \pm 6$  мг/кг. В подзолах разновозрастных террас рек, сформированных на древнеаллювиальных преимущественно мелкозернистых кварцевых песках, массовая доля УВ в среднем составляет  $12,7 \pm 2,0$  мг/кг. Следует отметить, в почвах горных ландшафтах – в болотно-подзолистых выявлен рост в накоплении УВ по сравнению с горно-луговыми дерновыми и горно-тундровыми почвами.

Таким образом, выполнена ландшафтно-геохимическая оценка фонового содержания углеводов в почвах крайнесеверной и северной тайги Республики Коми. Установлено, что почвы аккумулятивных ландшафтов обогащаются углеводородами, по сравнению с элювиальными. Дифференциация углеводов по генетическим горизонтам более выражена в суглинистых автоморфных и менее в песчаных и гидроморфных почвах.

Создана база данных по содержанию углеводов в почвах крайнесеверной и северной тайге с использованием ГИС-технологий, и на ее основе составлена картосхема их распределения по районам Республики Коми. Полученные результаты могут использоваться для оценки воздействия УВ на почвы в зонах возможного загрязнения, а также при разработке хозяйственных проектов регионального уровня, проведении экологических исследований и локального мониторинга.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Программы УрО РАН № 15-2-4-5 (№ гос. рег. 115082010009).*

#### **Литература**

Безносиков В. А., Лодыгин Е. Д. Эколого-геохимическая оценка фонового содержания углеводов в почвах европейского северо-востока России // Почвоведение. 2010. № 5. С. 591–596.

СанПиН 2.1.7.1287-03. Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы. М.: Минздрав России, 2003. 24 с.

## СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ЛАНТАНОИДОВ В ПОЧВАХ И ДОННЫХ ОСАДКАХ ТЕХНОГЕННОЙ ТЕРРИТОРИИ

*Е. В. Дабах*

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,  
Вятский государственный университет, ecolab2@gmail.com*

В почвоведении настоящий этап изучения редкоземельных элементов (РЗЭ), к которым относятся лантаноиды, можно рассматривать как период накопления информации о содержании и распределении их по профилю в разных типах почв, о роли этих элементов в почвообразовании и питании растений, о поведении РЗЭ в техногенных ландшафтах (Tyler, 2004, Переломов, 2007, Алексеенко, 2010, Водяницкий, 2012, Ладонин, 2013, Водяницкий, Рогова, 2016). В связи с участием РЗЭ в техногенезе актуальной становится проблема их нормирования. Определение допустимых уровней содержания элементов в почвах с разными свойствами предполагает создание базы данных по почвам разных регионов России. В связи с этим целью настоящей работы является изучение содержания лантаноидов в почвах и донных отложениях техногенной территории, сформировавшейся в долине р. Вятки на северо-востоке Европейской части России.

Изучались почвы и донные осадки в районе хранилищ отходов предприятий г. Кирово-Чепецка Кировской области. Источниками лантаноидов в окружающей среде являются отходы производства (сырье, используемое на предприятиях – плавленый шпат, апатиты – минералы, содержащие лантаноиды). Распространение элементов и их соединений происходит по подвижным средам, главным образом, по поверхностным и подземным водам. Водотоком, принимающим сточные воды предприятий, является р. Елховка. Из русла реки по течению отбирались пробы донных отложений в последовательности: проба 922 – условно фоновая – до сброса сточных вод завода полимеров, 294 – напротив сброса, 305 и 307 – ниже по течению в 25 и 200 м от сброса соответственно, ТИ-2, ТИ-3, ТИ-4 – нижнее течение реки, 925 – оз. Просное. Смешанные образцы почв составлялись из индивидуальных проб, отобранных с площадок мониторинга на берегах р. Елховки и озера Просного, в которое впадает река. Образцы почв отбирались на сопряженных участках: П-5 - на берегу реки напротив пункта отбора донных осадков ТИ-2, П-13 – на оз. Просном. Почвы на прибрежном участке П – 5 относительно молодые, так как на этом участке реки около полувека назад проводились работы по регулированию стока, на участке П-13 – ненарушенные аллювиальные дерновые среднесуглинистые почвы.

Результаты определения суммарного содержания лантаноидов в пробах донных отложений, отобранных по течению р. Елховки, представлены на рисунке 1.

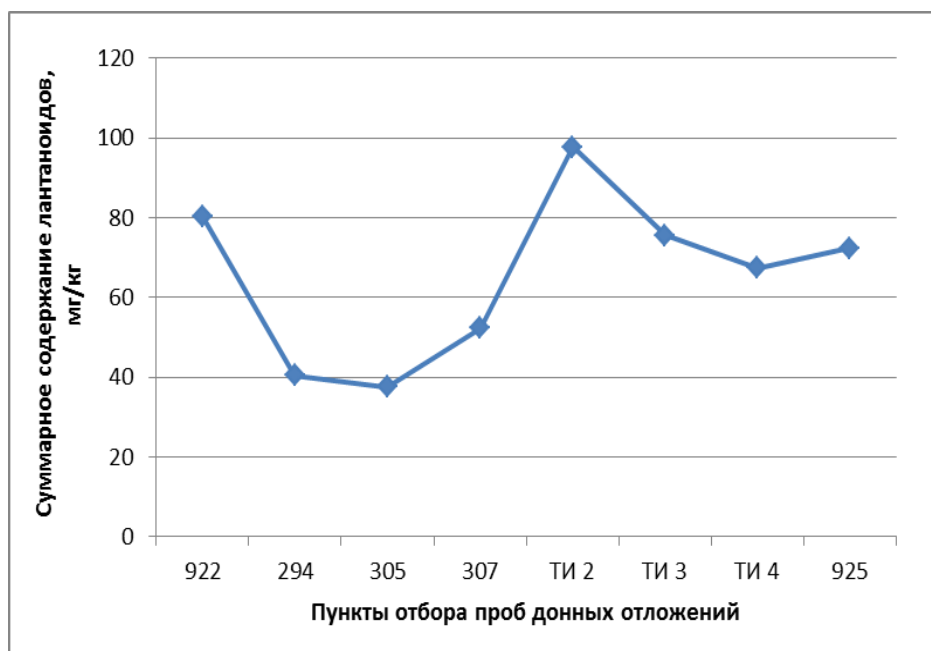


Рис. 1 Содержание лантаноидов в донных отложениях р. Елховки

Концентрации элементов в донных отложениях верхнего течения р. Елховки не превышают их кларки, в нижнем течении – концентрации  $Du$  соизмеримы, а  $Tm$  – в 1,5 раза выше кларка. На содержание лантаноидов оказывает влияние гранулометрический состав грунтов (Переломов и др., 2012), который в донных отложениях зависит не только от состава пород и почв, но и от скорости течения. Суммарное содержание лантаноидов резко снижается в донных осадках песчаного гранулометрического состава в пунктах отбора 294 и 305, так как в этих створах расход воды и скорость потока резко возрастают за счет стоков предприятия. В нижнем течении реки донные отложения представляют собой толщу техногенных илов (ТИ), частично изолированных от современных наносов гипсовыми корками (Дабах, 2013). Несмотря на то, что современный аллювий характеризуется более высоким содержанием песчаной фракции, концентрация лантаноидов в нем выше, чем в обводненных погребенных техногенных илах. Максимальное суммарное содержание лантаноидов отмечено в образце ТИ-2, ниже по течению на спрямленном участке русла общее содержание лантаноидов снижается и вновь возрастает в озере Просном (рис. 1).

В почвах на берегах реки Елховки и озера Просного суммарное содержание лантаноидов выше, чем в донных осадках. В обоих случаях в сопряженных точках концентрации тяжелых лантаноидов в почвах и донных отложениях близкие, а концентрации легких лантаноидов в почвах значительно выше. В частности, содержание элементов, относящихся к первой тетраде (La-Nd) в почвах примерно в 2 раза выше (рис. 2, 3).

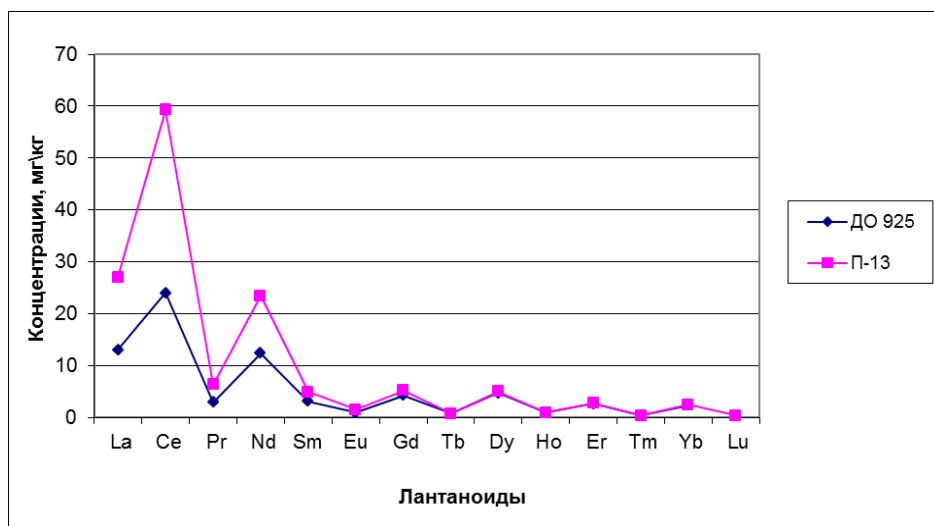


Рис. 2. Концентрации лантаноидов в почвах и донных отложениях в сопряженных точках

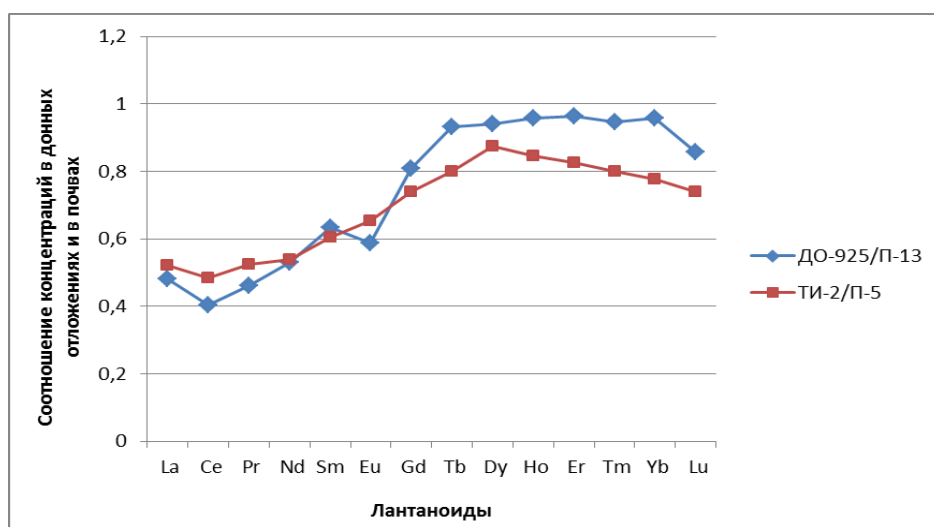


Рис. 3. Соотношение концентраций лантаноидов в донных отложениях и почвах в двух сопряженных точках пробоотбора

Таким образом, на техногенной территории, несмотря на наличие источников загрязнения, концентрации лантаноидов в донных отложениях р. Елховки значительно ниже их кларков в верхнем течении и соизмеримы с кларками – в нижнем. Содержание лантаноидов в донных осадках ниже, чем в почвах, преимущественно за счет группы легких элементов, входящих в первую тетраду (La-Nd).

*Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.*

## Литература

Алексеев В. А. Редкие химические элементы в почвах ландшафтов юга Европейской части России // Современные проблемы загрязнения почв. III Междунар. науч. конф. М.: МГУ им. М. В. Ломоносова, 2010. С. 20–26.

Водяницкий Ю. Н., Рогова О. Б. Биогеохимия лантаноидов в почвах // Бюллетень Почвенного института им. В. В. Докучаева. 2016. Вып. 84. С. 101–118.

Водяницкий Ю. Н. Геохимическое фракционирование лантаноидов в почвах и горных породах (обзор литературы) // Почвоведение. 2012. № 1. С. 69–81.

Дабах Е. В. Особенности почв, формирующихся на техногенных отложениях в долине р. Вятки // Современные проблемы загрязнения почв. VI Междунар. науч. конф. М.: МГУ им. М. В. Ломоносова, 2013. С. 211–213.

Ладонин Д. В. Загрязнение почв Череповецкого промышленного района лантаноидами // Современные проблемы загрязнения почв. IV Междунар. науч. конф. М.: МГУ им. М. В. Ломоносова, 2013. С. 125–131.

Переломов Л. В. Взаимодействие редкоземельных элементов с биотическими и абиотическими компонентами почв // Агрехимия. 2007. № 11. С. 85–96.

Переломов Л. В., Асаинова Ж. С., Йошида С., Иванов И. В. Содержание редкоземельных элементов в почвах Приокско-Террасного биосферного заповедника // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1115–1126.

Tyler G. Rare earth elements in soil and plant systems – a review // Plant and Soil. 2004. 267. P. 191–206.

## ОЦЕНКА БУФЕРНОЙ СПОСОБНОСТИ ПОЧВ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ВОСТОЧНОГО ПРИИССЫККУЛЬЯ

*А. В. Кенжебаева*

*Кыргызский национальный аграрный университет им. К. И. Скрябина,  
sezim73@mail.ru*

Почва как сложная, саморегулирующаяся система с присущими ей специфическими свойствами, находится в постоянном взаимодействии с атмосферой, литосферой, гидросферой и биосферой, формируя их химический состав и регулируя через живые организмы биогеохимические потоки химических элементов, в том числе особо токсичных.

При определенных факторах почва способна инактивировать избыточные количества тяжелых металлов (ТМ) и переводить их в малодоступные для растений формы. Способность почв противостоять воздействию токсиантов обусловлена характером взаимодействия последних с компонентами почвы и зависит от ее кислотности, механического состава, особенно содержания высокодисперсных минералов и органических коллоидов, их поглощательной способности, наличия соединений, способных нейтрализовать кислоты и щелочи (Ковда, 1973; Милащенко, 1995). Буферная способность почв является важнейшим фактором эколого-геохимической устойчивости по отношению к тяжелым металлам (ТМ) (Ковда, 1985; Кочетков, 2013). Благодаря высоким защитным свойствам, она способна сохранять свои средообразующие и фильтрующие функции. Повышение буферности почв, в частности для

площадей, пригодных для земледелия, возможно при проведении определенных мелиоративных мероприятий.

В литературных источниках хорошо описана роль почвенных характеристик в защите от ТМ. Реакция почвенной среды, которая зависит от органического вещества, влияет на состояние лигандов и ионов металлов (Мотузова и др., 2014). Так, по мере увеличения концентрации фульвокислот в составе гумуса возрастает содержание ионов водорода, что приводит к возрастанию подвижности ТМ. Преобладание гуматов обуславливает нейтральную или щелочную реакцию почвенного раствора, при которых ТМ прочно закрепляются. Емкость обмена катионов зависит от размера почвенных частиц и от минералогического состава почв, и чем она выше, тем почвы более устойчивы к изменению рН среды, и, соответственно, тем выше буферная способность. Коллоидные частицы, благодаря большой удельной поверхности, обладают высокой поглотительной способностью. При этом коллоидный осадок гуминовых кислот поглощает катионы металлов в десятки раз больше, чем глинистые минералы (Алексеев и др., 2002). Карбонаты ТМ обладают плохой растворимостью. Чем выше защитные свойства почв, тем меньше доступность ТМ для растений.

В связи с этим, оценка буферности почв на примере горных территорий прибрежной зоны Восточного Прииссыкулья, отличающихся высокой мозаичностью почвенного покрова и высотной поясностью, позволит косвенно оценить доступность ТМ для растений и прогнозировать ущерб от загрязнения почв соединениями тяжелых металлов.

Объектами изучения являются горно-долинные каштановые почвы (светло-каштановые и темно-каштановые), аллювиальные песчаные почвы. Почвенные образцы отбирались согласно общепринятым методикам из горизонта глубиной 0–20 см. В отобранных образцах определяли содержание гумуса по И.В.Тюрину, емкость поглощения – по методу Бобко и Аскинази. рН – ионометрическим методом, карбонаты – кальциметрическим методом, механический состав определяли по Качинскому. Химические анализы выполнены в лаборатории Республиканской почвенно-агрохимической станции Министерства сельского хозяйства и мелиорации КР. Содержание полуторных оксидов ( $Fe_2O_3$ ) определяли методом атомно-эмиссионной спектроскопии (дифракционный спектрограф ДФС-8) в Центральной лаборатории при Государственном агентстве по геологии и минеральным ресурсам при правительстве КР.

При изучении буферной способности почв по отношению к ТМ были использованы рекомендации оценки буферности, разработанные В. Б. Ильиным (1995).

*Горно-долинные темно-каштановые почвы* (участки 1, 2) отличаются сравнительно богатым содержанием гумуса. Почвы выщелочены от карбонатов. Реакция почвенного раствора щелочная (7,90–8,20). Емкость поглощения значительная (26,0–27,0 мг-экв. на 100 г почвы). По механическому составу



почвы средне- и тяжелосуглинистые (содержание частиц < 0,01 мм – от 44,76 до 47,72%) (табл.1).

*Горно-долинные светло-каштановые почвы* (участки 3, 4, 5, 6, 7, 9 и 10) содержат гумуса в слое 0–20 см от 1,20% до 3,85%, реакция почвенной среды щелочная, от средней до сильной степени (8,00–8,70). Емкость поглощения сравнительно небольшая – 6,0–18,0 мг-экв. на 100 г почвы. Содержание CO<sub>2</sub> составляет колеблется в широких пределах – от 0,22% (уч. 6) до – 5,94% (уч. 10). В точке 9 в слое 0–20 см карбонаты отсутствуют. Механический состав пестрый. Почвы на уч. 3, 4 супесчаные (содержание физической глины от 10,04 до 16,84 %). На уч. 5 и 6 – песок связный (содержание частиц < 0,01 мм – 9,36–8,92%). Уч. 7 – рыхлый песок (4,40%), участки 9 и 10 – легко- и среднесуглинистые (содержание физической глины – 20, 36–43, 28%).

*Аллювиальные песчаные почвы* (участок 8) отличаются низким содержанием гумуса и карбонатов (0,88% и 1,10% соответственно). Реакция почвенной среды сильнощелочная (8,57). Емкость поглощения низкая – 4,6 мг-экв. на 100 г почвы. Содержание частиц < 0,01 мм составляет 0,64%.

Содержание Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> составляет от 4 до 5% (табл. 1).

Таблица 1

**Основные физико-химические свойства почв прибрежной зоны  
Восточного Прииссыкулья**

№ участка	Место взятия образца, почвы	Гумус, %	pH	Карбонаты, %	Емкость поглощения, мг-экв./100 г	Содержание частиц <0,01мм, %	Содержание Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , %
1	с. Курменты*	6,69	7,90	0	27,0	44,76	5
2	с. Курменты*	4,58	8,20	0	26,0	47,72	5
3	л.б р. Тюп**	2,08	8,41	2,20	9,4	10,04	4
4	л.б. р. Джергалан**	3,74	8,30	1,32	18,0	16,84	4
5	Пристань Пржевальск**	3,85	8,35	1,76	12,0	9,36	4
6	г. Каракол**	3,85	8,05	0,22	12,4	8,92	7
7	с. Койсары**	1,20	8,70	0,53	6,0	4,40	5
8	Пансионат Марко-Поло***	0,88	8,57	1,10	4,6	0,64	4
9	с. Покровка**	2,18	8,00	0	16,8	20,36	5
10	с. Чичкан**	2,18	8,41	5,94	8,0	43,28	4

\* горно-долинные темно-каштановые почвы.

\*\* горно-долинные светло-каштановые почвы.

\*\*\* аллювиальные песчаные почвы.

Защитные свойства почв определяются следующими факторами: гумус, реакция почвенной среды, полуторные оксиды, карбонаты, содержание физической глины. Они оцениваются в баллах, сумма которых определяет буферность почв.

Из наших результатов следует, что преобладающее влияние на буферность почв оказывает рН, содержание физической глины и полуторные оксиды. Влияние карбонатов значительно для горно-долинных светло-каштановых и аллювиальных песчаных почв. Влияние содержание гумуса менее выражено. Различия в устойчивости почв к ТМ определяются, главным образом, количественными значениями физической глины, гумуса и карбонатов (табл 2).

Таблица 2

**Буферность почв прибрежной зоны Восточного Прииссыкулья**

Почвы, № участка	Количество баллов					Сумма баллов	Градация буферности
	гумус	физическая глина	полуторные оксиды	карбонаты	рН		
*среднесуглинистые (уч.1)	6,5	10,0	7,0	0	15,0	38,5	повышенная
*тяжелосуглинистые (уч. 2)	5,0	10,0	7,0	0	15,0	37	повышенная
**супесчаные (уч. 3)	3,5	2,5	5,5	6,5	15,0	33	повышенная
** супесчаные (уч.4)	3,5	5,0	5,5	3,5	15,0	32,5	повышенная
**связнопесчаные (уч.5)	3,5	2,5	5,5	3,5	15,0	30	средняя
**связнопесчаные (уч.6)	3,5	2,5	7,0	3,5	15,0	31,5	средняя
**рыхлопесчаные (уч. 7)	2,0	2,5	7,0	1,5	15,0	28	средняя
***песчаные (уч.8)	1,0	2,5	7,0	3,5	15,0	29	средняя
**легкосуглинистые (уч.9)	3,5	5,0	7,0	0	15,0	30,5	средняя
**среднесуглинистые	3,5	10,0	5,5	15,5	15,0	46	высокая

- \* горно-долинные темно-каштановые,
- \*\* горно-долинные светло-каштановые,
- \*\*\* аллювиальные песчаные почвы.

Горно-долинные темно-каштановые почвы с высоким содержанием гумуса и более тяжелым механическим составом обладают повышенной степенью буферности. Горно-долинные светло-каштановые почвы различаются по степени устойчивости к загрязнению ТМ, что главным образом, связано с пестрым механическим составом и содержанием карбонатов. Так, горно-долинные светло-каштановые супесчаные почвы имеют повышенную устойчивость (31–40 баллов), почвы песчаные и легкосуглинистые – среднюю устойчивость (от 21 до 30 баллов). Одноименные почвы среднесуглинистые обладают высокими защитными свойствами (46 баллов). Аллювиальные почвы имеют среднюю степень устойчивости к загрязнению (29 баллов).

1. Исследуемые почвы характеризуются уменьшением содержания гумуса и значения емкости поглощения в ряду: горно-долинные темно-

каштановые почвы – светло-каштановые почвы – аллювиальные почвы. Реакция почвенной среды щелочная (от слабой до сильной степени), что существенно снижает подвижность ТМ. Горно-долинные темно-каштановые почвы выщелочены от карбонатов, содержание  $\text{CO}_2$  в светло-каштановых почвах в среднем составляет 1,71%, в аллювиальных песчаных меньше – 1,10%. Механический состав разнообразный: от суглинистого до песчаного.

2. Согласно градации буферности, горно-долинные светло-каштановые среднесуглинистые имеют высокую степень, горно-долинные темно-каштановые и горно-долинные светло-каштановые супесчаные – повышенную степень, горно-долинные светло-каштановые почвы легкосуглинистые, горно-долинные светло-каштановые песчаные и аллювиальные песчаные почвы обладают средней степенью буферности.

### Литература

Алексеев В. А., Суворинов А. В., Алексеев В. А., Бофанова А. Б. Металлы в окружающей среде. Почвы геохимических ландшафтов Ростовской области. Учебное пособие. М.: Логос, 2002. 312 с.

Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам // Агротехника, 1995. № 10. С. 109–113.

Ковда В. А. Биогеохимия почвенного покрова М.: Наука. 1985. 251 с.

Ковда В. А. Основы учения о почвах Общая теория почвообразовательного процесса. Книга 1. М.: Наука, 1973. 447 с.

Кочетков И. В. Влияние физико-химических показателей почв на подвижность и биологическую доступность радионуклидов  $^{60}\text{Co}$  и  $^{65}\text{Zn}$ : Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 2013. С. 21.

Милащенко Н. З. Программа исследований тяжелых металлов в географической сети опытов со средствами химизации // Химия в сельском хозяйстве. 1995. № 4. С. 4–8.

Мотузова Г. В., Макарычев И. П., Барсова Н. Ю. Взаимодействие ионов металлов в водных почвенных вытяжках как саморегулируемый процесс // Исследования живой природы Кыргызстана. № 1. 2. 2014. С. 49–54.

## НАКОПЛЕНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В БУГРИСТЫХ ТОРФЯНИКАХ КРИОЛИТОЗОНЫ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА РОССИИ

*Р. С. Василевич*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, vasilevich.r.s@ib.komisc.ru*

Высокая сорбционная способность торфа позволяет удерживать вещества, выпадающие из атмосферы, что дает возможность реконструкции геохимического фона микроэлементов атмосферного аэрозоля в различные временные периоды в стратифицированных горизонтах торфяных почв (Веретенникова, 2013). Современная антропогенная деятельность характеризуется интенсивной эмиссией и рассеиванием тяжелых металлов в атмосфере, что приводит к их накоплению в верхних слоях торфа (Ларина и др., 2014). Несмотря на вышесказанное ряд авторов отмечает неравномерности профилно-

го распределения (нередко аномальные) многих элементов по глубине, связанные как с миграционными особенностями элементов, так и типом и видом торфа и минералогическим составом материнской породы. Однако, влиянию высокомолекулярных органических соединений на распределение минеральных компонентов уделяется мало внимания. Последние десятилетия ознаменовались значительной трансформацией почвенного покрова Севера под действием усиливающегося пресса антропогенной деятельности. Отсутствие фоновых концентраций тяжелых металлов и закономерностей их накопления в торфяных отложениях Республики Коми делает практически не осуществимым оценку техногенного воздействия на данные объекты.

В качестве объектов исследования выбраны почвы мерзлотных бугристых торфяников северной лесотундры (бассейн р. Сейда, Воркутинский район Республики Коми) и крайнесеверной тайги (бассейн р. Чёрная, Интинский район Республики Коми). Исследования проведены в пределах бугристо-мочажинного комплекса на сухоторфяных мерзлотных почвах бугров и почвах оголенных торфяных пятен. Послойный отбор проб проведен до глубины 2 м. Верхняя граница многолетней мерзлоты находится на глубине 40–70 см. Под влиянием ветровой и морозной эрозии растительный покров на вершинах бугров часто бывает нарушен – обнажается черный торф. До верхней границы многолетней мерзлоты образцы торфа кислые с рН 3,5–3,9 и торфонакопление происходило по верховому типу. Содержание как обменных, так и валовых форм кальция и магния низкое. Для нижних слоев торфа (эвтрофное торфообразование) характерна высокая доля обменных кальция и магния, определяющая большие значения рН, увеличивающиеся в нижней части массива до 5,5, высокое содержание валового Fe и Al (до 3%) и Ca (до 1%). В торфах алюминий аккумулируется в виде нерастворимых алюмогумусовых соединений, железо – в составе гидрокомплексов с гумусовыми веществами (ГВ). Высокая доля этих элементов обусловлена, вероятно, влиянием глинистых отложений материнской породы с повышенными карбонатностью и содержанием минералов железа. Накоплению этих элементов способствует то, что исследуемый торф преимущественно представлен остатками растений семейства осоковых, хорошо накапливающих эти элементы. В составе гумусовых веществ преобладают гуминовые кислоты (ГК), максимальное содержание которых – до 28% – отмечено в верхнем слое и на границе многолетней мерзлоты. ГК исследуемых почв характеризуются значительной долей парафиновых групп, уменьшающейся вниз по профилю (от 47 до 30%) и увеличением доли ароматических фрагментов молекул (от 16 до 37%), а также низким содержанием основных комплексообразующих центров – карбоксильных групп (6,1–8,5%).

Геохимическое опробование торфяной толщи позволило построить ряды концентраций тяжелых металлов в торфяных горизонтах и выделить группы накопления элементов (рис. 1).

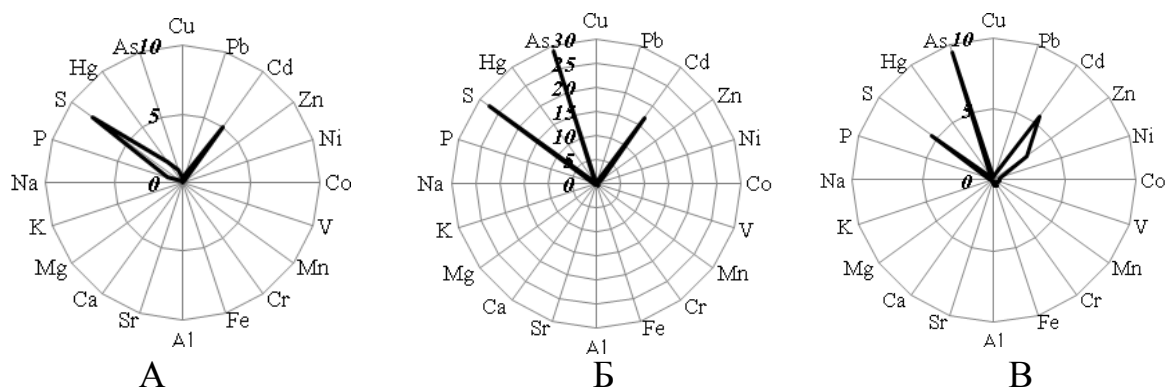


Рис. 1. Коэффициенты концентрирования элементов относительно кларков их содержания в земной коре (по С. Р. Тейлору) для разреза сухоторфяной мерзлотной почвы бугров (лесотундра) горизонтов Т1 0-5 см (А), Т4 40-60 см (на границе СТС) (Б), С 175-200 см (материнская порода) (В)

Верхний уровень накопления приурочен к сезонно-талому слою (СТС), отражая степень аэрогенного загрязнения за длительный временной период, и связан с прижизненным накоплением растениями и гумусовыми веществами Hg, Cd, Pb, Cu. Значения суммарного кларка  $\Sigma K_i$  для ТМ уменьшается вниз по профилю до глубины 25–30 см с 7,9 до 5,4. Центральный уровень накопления элементов соответствует границе многолетней мерзлоты со значениями  $\Sigma K_i$  10,3–18,5 и связан с аномальным превышением кларка для As, Cd. Суглинистые отложения материнской породы обогащены Cd, Zn, As. Также были рассчитаны коэффициенты биологического поглощения (Кб) элементов (по В.В. Добровольскому). Наиболее высокие значения Кб установлены для As, Cd в нижних слоях торфа, они уменьшаются вверх по торфяной толще и свидетельствуют о биологической миграции этих элементов вплоть до современной границы СТС. Поскольку торфообразование является аккумулятивным процессом, то перемещение элементов питания в нарастающей торфяной залежи на раннем этапе развития осуществляется вверх биогенным путем (Веретенникова, 2013).

Среди наиболее типичных халькофильных элементов, присутствующих в верхних торфяных горизонтах, наиболее токсичные – Hg, Pb и Cd – имеют, в основном, антропогенное происхождение. Накопление этих элементов обусловлено как трансграничным атмосферным переносом, так и эмиссией от региональных источников. Таковыми являются предприятия угольной отрасли Воркутинской и Интинской промышленных агломераций, а также крупнейшие ТЭЦ-1 и ТЭЦ-2, работающие на угле, цементный завод и другие предприятия г. Воркуты (Василевич, 2013).

Характер накопления этих элементов различен. Для Hg и Pb в верхней части профиля отмечается регрессивно-аккумулятивный тип накопления. Интенсивное накопление ртути приходится на сезонно-талый слой (СТС). Необходимо отметить, что согласно данным литературы более 80 % ртути поступило в атмосферу за последние 200–300 лет, что должно соответствовать верхнему торфяному слою мощностью 3–4 см. Из вышесказанного следует,

что образовавшиеся на месте осаждения соединения ртути мигрируют вниз по профилю.

Распределение Cd имеет регрессивно-элювиальный, а Pb – аккумулятивно-элювиально-иллювиальный характер. Отличие в накоплении этих элементов в СТС обусловлено действием двух типов геохимических барьеров – сорбционного и криогенного, связанного с действием многолетней мерзлоты (рис. 2).

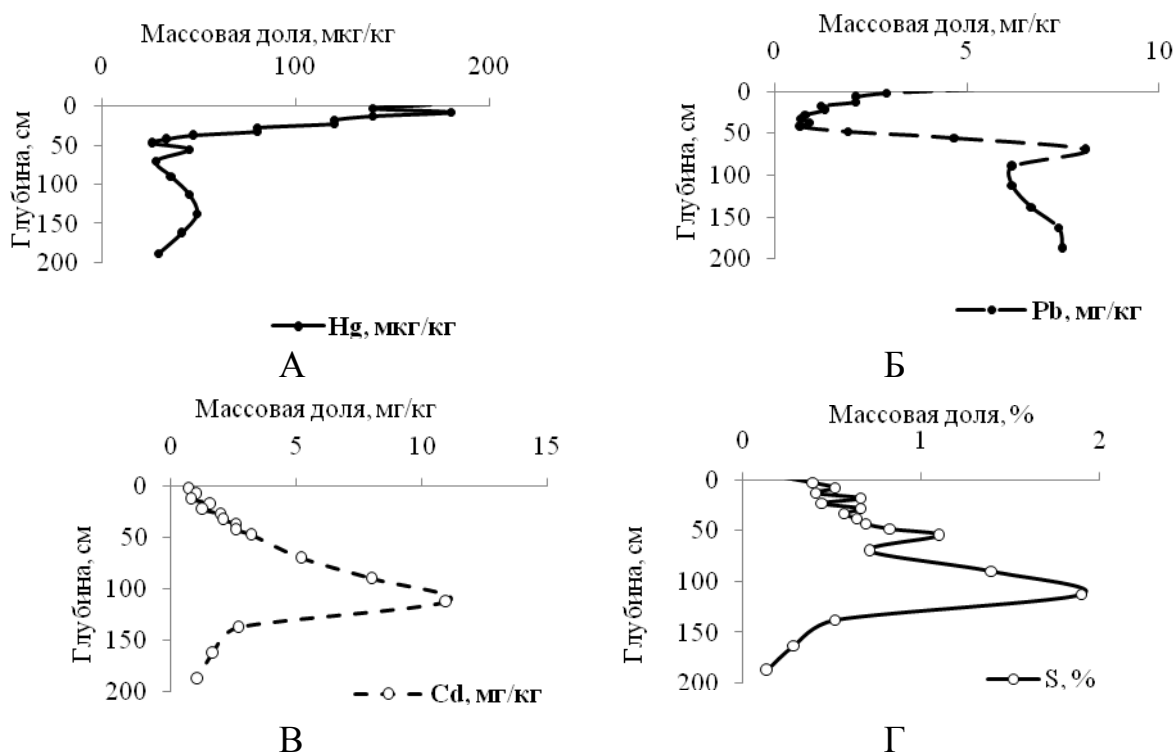


Рис. 2. Распределение валовой ртути (А), свинца (Б), кадмия (В), серы (Г) по слоям почвы оголенных торфяных пятен

Вследствие низкой доли минеральных компонентов в составе верхового торфа, действие сорбционного барьера связано с образованием гуматов и фульватов ТМ. Характер накопления и миграции определяется устойчивостью гуматов ТМ, константы устойчивости располагаются в следующий ряд ( $pH = 3$ )  $Hg \gg Fe^{3+} > Pb > Cu > Ni > Cd, Zn$ . Вследствие низкого содержания основных комплексообразующих центров молекул ГК верхних слоев торфа: салицилатных, пирокатехиновых, фталевых групп, они обладают низким химическим сродством к ТМ. В условиях повышенной кислотности ТМ обладают высокой подвижностью, мигрируя до границы СТС. Взаимодействие ГВ с минеральными компонентами приводит к образованию комплексно-гетерополярных солей и сорбционных алюмо- и железистых комплексов, являющихся мощнейшим геохимическим барьером для ТМ. Максимальное действие этого геохимического барьера проявляется для торфяных слоев на глубине 60-120 см и связано с сорбцией (хемосорбция, физическая сорбция) элементов, проявляющих высокое сродство к железу V ( $r = 0,91-0,96$ ), Cr ( $r = 0,86-0,90$ ), Mn ( $r = 0,93-0,98$ ), Ni ( $r = 0,86-0,90$ ), Co ( $r = 0,82-0,93$ ), и дру-

гих ТМ Zn ( $r = 0,91-0,92$ ), Cd ( $r = 0,74-0,81$ ) и сорбцией на алюмогумусовых комплексах V ( $r = 0,99$ ), Cr ( $r = 0,99$ ), Mn ( $r = 0,79-0,84$ ) Ni ( $r = 0,64-0,79$ ), Co ( $r = 0,80$ ), Zn ( $r = 0,78-0,81$ ), Pb ( $r = 0,70-0,91$ ). Обнаруженные аномальные концентрации Cd и Zn в центральной части торфяной толщи, сформированной в период голоценового оптимума, не могут быть объяснены фракционированием химических элементов из атмосферы в ранние периоды. Обнаружена тесная связь концентраций этих элементов с валовым содержанием серы ( $r$  (Cd) = 0,92,  $r$  (Zn) = 0,65,  $n = 33$ ,  $r_{5\%} = 0,34$ ) (рис. 2). При разложении органического вещества или под действием сульфатредуцирующих бактерий в анаэробных условиях такие металлы как кадмий и цинк будут образовывать сульфиды. Очевидно, что аномальный микроэлементный состав исследуемого торфа определяется совокупностью факторов, среди которых следует выделить состав грунтовых вод (на ранних этапах формирования торфяной залежи) и подстилающие породы, отражающие литогеохимические особенности территории.

*Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 16-35-00218.*

#### Литература

Бобров В. А., Богущ А. А., Леонова Г. А., Краснобаев В. А., Аношин Г. Н. Аномальные проявления концентраций цинка и меди в торфянике верхового болота Южного Прибайкалья // Доклады академии наук. 2011. Т. 439. № 6. С. 784–788.

Василевич М. И., Василевич Р. С. Мониторинг загрязнения снежного покрова вокруг промышленных предприятий в тундровой зоне с использованием спутниковых методов исследования // Актуальные проблемы биологии и экологии. Материалы XXII Всерос. молодежной науч. конф. Сыктывкар. 2015. С. 97–101.

Веретенникова Е. Э. Содержание и распределение химических элементов в торфах южнотаежной подзоны Западной Сибири // География и природные ресурсы. 2013. № 2. С. 89–95.

Ларина Н. С., Ларин Н. С., Меркушина Г. А. Накопление химических элементов в верховых торфяниках подтаежного Зауралья в голоцене // Почвоведение. 2014. № 7. С. 812–823.

### ВОДРАСТВОРИМЫЙ ФЕНОЛ В БУГРИСТЫХ ТОРФЯНИКАХ ЛЕСОТУНДРОВОЙ ЗОНЫ

*Д. Н. Габов, Е. В. Яковлева, О. М. Зуева*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, gabov@ib.komisc.ru*

Фенол и его производные – необходимые компоненты биологических и биокосных систем (Елин, 2001), принимают участие в гумусообразовании и в почвообразовательном процессе в целом, являясь одновременно и продуктом деструкции гумусовых веществ почвы, и исходным веществом в процессах гумификации. Определение фенола в почве обязательно при проведении экологического мониторинга, что отражено в ряде нормативных документов (ГОСТ 17.4.2.01-81; СанПиН 2.1.7.1287-03; МУ № 2.1.7.730-99). Основным

естественным поставщиком фенолов являются лигнин и гуминовые вещества, входящие в состав органического вещества почвы (Орлов, 1997). Фенолы могут накапливаться в почвах в значительном количестве в ходе естественных процессов почвообразования, как фенольные метаболиты некоторых растений (Загоскина и др., 2013). С другой стороны, он является высокотоксичным компонентом, способным оказывать ингибирующее действие на микрофлору и растительность, подобное накопление может приводить к деформации процесса почвообразования. На деструкцию фенолов значительное влияние оказывают микробиологическая активность почв, их минералогический состав и содержание органического вещества, характер увлажнения и другие факторы. В анаэробных условиях окислительные процессы подавлены, поэтому фенол сохраняется более продолжительное время. В хорошо аэрируемых почвах скорость окислительной деструкции значительно возрастает. Вследствие этого в природных объектах в существенных концентрациях фенол может наблюдаться лишь при дефиците кислорода, а так же при низких температурах. Поэтому представляет особый интерес исследование накопления фенола в тундровых торфяниках, образующихся при накоплении неразложившихся или полуразложившихся растительных остатков в результате плохо выраженных процессов гумификации и минерализации растительности, благодаря слабой аэрации субстрата, обусловленной избыточной увлажненностью, геоморфологическими и геокриологическими факторами (Максимова, Оспенников, 2012).

Цель работы – оценка особенностей аккумуляции, трансформации и профильного распределения фенола в бугристых торфяниках лесотундровой зоны Европейского северо-востока России, использование его как индикатора растительных сообществ-торфообразователей.

Объекты исследования – сухоторфяная мерзлотная почва бугров (разрез 2014-1) и почва оголенных торфяных пятен (разрез 2014-2). Разрезы заложены в 7 км к юго-западу от ст. Сейда. Отбор и пробоподготовка торфа проведены согласно ГОСТ 17644-83, ГОСТ 11306-2013. Послойный отбор проб проведен с интервалом 5 см до глубины 40–50 см и 20–25 см до глубины 2 м.

Определение фенола в образцах торфа проводили в ЦКП «Хроматография» Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Фенол из почвы извлекали водой для лабораторного анализа в режиме настаивания в течение 24 часов. Гумусовые вещества, как сопутствующие примеси, удаляли из экстракта на колонке с оксидом алюминия в присутствии сульфата меди (II). Подготовка элюата к измерениям массовой концентрации фенола включает получение его бромпроизводного – 2,4,6-трибромфенола, жидкостную экстракцию толуолом и анализ на газовом хроматографе «Хроматэк Кристалл 5000» с детектором электронного захвата.

Проведен анализ накопления и детальное исследование профильного распределения водорастворимого фенола в тундровых торфяниках (рис. 1). Можно отметить, что по профилю торфяников вертикальное распределение фенола имеет сходные закономерности – в сезонно-талых слоях 25–40 см и



слоях многолетней мерзлоты 60–125(150) см наблюдается некоторое увеличение его массовой доли. Общее содержание водорастворимого фенола в сухоторфяной мерзлотной почве бугров варьирует от  $0,36 \pm 0,09$  до  $15 \pm 4$  мг/кг, в почве оголенных мерзлотных пятен – от  $0,24 \pm 0,06$  до  $2,7 \pm 0,7$  мг/кг.

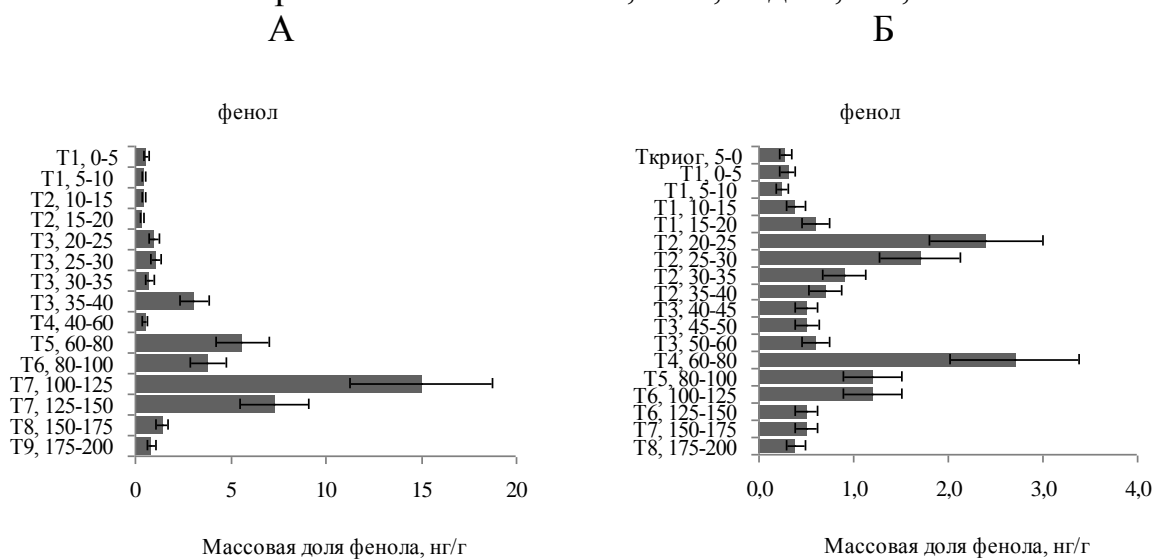


Рис. 1. Массовая доля фенола в тундровых бугристых торфяниках: сухоторфяная мерзлотная почва бугров (А), и почва оголенных мерзлотных пятен (Б)

В сезонно-оттаивающих горизонтах 0–40 см фенолы, как естественного, так и, возможно, техногенного происхождения, более подвержены химической и биохимической трансформации, что обуславливает их пониженные концентрации. В сезонно-оттаивающих горизонтах диагностированы максимумы фенола  $3,1 \pm 0,8$  мг/кг в слое Т3 (35–40 см) сухоторфяной мерзлотной почвы бугров и  $1,7 \pm 0,4$  мг/кг в слое Т2 (25–30 см) почвы оголенных мерзлотных пятен, что, по-видимому, объясняется как изменением степени разложения растительности, так и ее видовым составом, а также следствием криогенных процессов. Слой многолетней мерзлоты является водоупорным горизонтом, способствуя застою влаги в нижней части сезонно-оттаивающих слоев торфа и накоплению в них мигрирующих вниз по профилю водорастворимых фенолов.

В мерзлотных горизонтах 60–125(150) см, сформированных в период атлантического климатического оптимума в голоцене, содержание фенола существенно повышается до  $2,7–15,0$  мкг/г. Обнаружены корреляционные зависимости между содержанием фенола и изменением доли отдельных растений в ботаническом составе торфа (табл. 1). Значимые коэффициенты корреляции между массовой долей фенола и растительными остатками выявлены только для травянистых видов *Carex cespitosa*, *Carex rariflora*, *Carex limosa* ( $r = 0,67–0,85$ ), кустарника *Salix* ( $r = 0,83$ ).

**Корреляционная матрица между изменением доли отдельных растений в ботаническом составе торфа и массовой доли фенола в сухоторфяной мерзлотной почве бугров ( $n = 12, P = 0,95, r_{(кр.)} = 0,58$ ) и в почве оголенных мерзлотных пятен ( $n = 14, P = 0,95, r_{(кр.)} = 0,53$ )**

Ботанический состав	Разрез 2014-1	Разрез 2014-2
<i>Betula sp.</i>	0,11	0,23
<i>Picea</i>	-0,18	-0,13
<i>Salix</i>	0,16	<b>0,83</b>
<i>Betula nana</i>	-0,30	-0,33
<i>Eriophorum</i>	0,03	-0,32
<i>Carex limosa</i>	<b>0,85</b>	–
<i>Carex rariflora</i>	0,21	<b>0,83</b>
<i>Carex rostrata</i>	–	0,13
<i>Carex cespitosa</i>	<b>0,67</b>	0,31
<i>Carex aquatilis</i>	0,24	0,19
<i>Carex rotundata</i>	0,47	-0,43
<i>Equisetum</i>	0,25	0,18
<i>Menyanthes</i>	0,03	0,23
<i>Calliergon</i>	–	-0,16
<i>Polytrichum</i>	-0,34	-0,26
<i>Dicranum</i>	-0,36	-0,23
<i>Warnstorfia</i>	–	0,06

Выявленные тенденции указывают на преимущественно природное происхождение фенола, образовавшегося в прошлые периоды при разложении остатков преобладающей в то время травянистой (*Carex*) и кустарниковой (*Salix*) растительности и трансформации высокомолекулярных гумусовых веществ (Василевич и др., 2015) и законсервированного в слое многолетней мерзлоты.

Таким образом, с использованием современных физико-химических методов анализа выявлены особенности вертикального распределения водорастворимого фенола в торфяниках лесотундровой зоны Республики Коми. В сезонно-оттаивающих горизонтах накопление фенола объясняется как изменением степени разложения растительности, так и ее видовым составом, а также криогенными процессами. Фенол в слоях многолетней мерзлоты торфяников связан, по-видимому, с определенными группами растительных остатков, как правило осок (*Carex*) и ивы (*Salix*), и находится в законсервированном состоянии и не подвержен трансформации по сравнению с сезонно-оттаивающими слоями. Количественное содержание фенола, по-видимому, можно использовать в качестве маркера остатков растительности в органическом веществе почв в разные периоды голоцена. Полученные результаты по фоновому содержанию фенола также могут использоваться для оценки воздействия их на торфяники в зонах загрязнения при проведении экологического мониторинга регионального уровня.

*Работа выполнена в рамках госбюджетной темы № Гр. 115020910065.*

### Литература

Василевич Р. С., Габов Д. Н., Безносиков В. А., Груздев И. В., Лодыгин Е. Д. Высоко- и низкомолекулярные органические соединения в тундровых торфяниках // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 1. С. 53–61.

Елин Е. С. Фенольные соединения в биосфере. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 392 с.

Загоскина Н. В., Николаева Т. Н., Лапшин П. В., Заварзин А. А., Заварзина А. Г. Водорастворимые фенольные соединения у лишайников // Микробиология. 2013. Т. 82. № 4. С. 434–441.

Максимова Л. Н., Оспенников Е. Н. Эволюция болотных систем и мерзлотных условий большеземельской тундры в голоцене // Криосфера Земли. 2012. Т. XVI. № 3. С. 53–61.

Орлов Д. С. Гуминовые вещества в биосфере // Соросовский образовательный журнал. 1997. № 2. С. 56–63.

## ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ПОЧВЕННЫХ ВОД ХВОЙНЫХ ЛЕСОВ СРЕДНЕЙ ТАЙГИ КАРЕЛИИ

*И. Ю. Кравченко*

*Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН,  
irina\_potapova@inbox.ru*

Исследование химического состава почвенных вод проводилось лабораторией гидрохимии и гидрогеологии Института водных проблем Севера совместно с лабораторией почвоведения и микробиологии Института Леса КарНЦ РАН в период 2009–2011 гг. В заповеднике «Кивач» Кондопожского района республики Карелия были заложены две пробные площади в сосняке и ельнике черничного типа, произрастающих на подзолах, сформировавшихся на моренных отложениях. Для отбора почвенных вод были установлены лизиметры на глубину 5, 20, 40 см. Пробы отбирались ежемесячно с апреля по ноябрь. Всего было отобрано 91 проба. В почвенных водах определялись следующие показатели: рН, щелочность,  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $P_{мин}$ ,  $P_{общ}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $N_{орг}$ ,  $N_{общ}$ , ХПК, Al, Si,  $Fe_{общ}$ , Mn, Cu, Pb, Co, Ni, Cd, Cr, Zn. Для химического анализа использованы методики, представленные в (Бахмет и др., 2011) и аттестованные методики (Руководство..., 2009).

Для каждого участка была проведена статистическая обработка данных. Для сравнительного анализа данных использовались медианные значения.

Результаты химического анализа показали, что концентрация  $K^+$  в лизиметрических водах, отобранных в сосняке, изменялась в пределах 2,02–11,1 мг/л и в среднем составила 2,96 мг/л (табл. 1). Содержание этого компонента в почвенных водах ельника было немного шире 0,62–17,4 мг/л, а среднее значение ниже, чем в сосняке – 1,79 мг/л. Лизиметрические воды в сосняке и ельнике отличались и по содержанию  $Na^+$ : сосняк – 0,47–1,06 мг/л (среднее – 0,66 мг/л), ельник – 0,59–2,14 мг/л (среднее – 1,18 мг/л). Наибольшим среди катионов было содержание кальция, диапазон изменения концентрации и средние значения практически одинаковы для почвенных вод обеих модель-

ных площадок: сосняк – 1,57–8,54 мг/л (среднее – 3,32 мг/л), ельник – 1,05–8,77 мг/л (среднее – 3,49 мг/л). Содержание магния в лизиметрических водах сосняка и ельника имели близкие значения: 0,34–1,54 мг/л (среднее – 0,92 мг/л) и 0,24–1,53 мг/л (среднее – 0,82 мг/л) соответственно.

Таблица 1

**Ионный состав (мг/л), щелочность (мгНСО<sub>3</sub><sup>-</sup>/л),  
рН лизиметрических вод**

Сосняк							
К <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Alk	рН
<u>1,77-11,1</u>	<u>0,47-1,06</u>	<u>1,57-8,54</u>	<u>0,34-1,54</u>	<u>0,61-25,6</u>	<u>0,13-2,14</u>	<u>1,22-16,4</u>	<u>4,8-6,71</u>
2,51	0,66	3,32	0,92	2,49	0,77	14,6	6,28
Ельник							
К <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Alk	рН
<u>0,62-17,4</u>	<u>0,59-2,14</u>	<u>1,05-8,77</u>	<u>0,24-1,53</u>	<u>0,85-38,1</u>	<u>0,32-2,53</u>	<u>1,95-18,5</u>	<u>4,91-7,22</u>
1,79	1,18	3,49	0,82	3,55	1,00	12,4	6,14

Примечание: в числителе – пределы колебаний по всем горизонтам, в знаменателе – медианное значение.

Концентрация сульфатов в воде исследованных почв изменялась в широких пределах: от 0,6 до 25,6 мг/л в сосняке и от 0,8 до 38,1 мг/л в ельнике, средние значения составили 2,49 и 3,55 мг/л, соответственно. Содержание хлоридов в среднем не превышало 1,0 мг/л (см. табл. 1). Щелочность вод находилась в пределах от единиц до 19 мгНСО<sub>3</sub><sup>-</sup>/л и в среднем составила 14,6 и 12,4 мгНСО<sub>3</sub><sup>-</sup>/л для почвенных вод сосняка и ельника соответственно.

рН лизиметрических вод изменялся от кислых (рН 4,8 – сосняк, 4,91 – ельник) до нейтральных значений (рН 6,71 – сосняк, 7,22 – ельник) и в среднем соответствовал рН слабокислых вод (6,28 – сосняк, 6,14 – ельник).

В почвенных водах наблюдались высокие концентрации фосфора общего 28–199 мкг/л (среднее – 88 мкг/л) в сосняке, 24–409 мкг/л в ельнике (среднее – 98 мкг/л). Следует отметить, что большая часть Р<sub>общ</sub> приходится на минеральный фосфор (табл. 2), что характерно для незаболоченных почв (Евтюгина, Асминг, 2013). Среди азотистых соединений наименьшим было содержание азота аммонийного и нитратного (0,03 и 0,02 мгN/л в среднем для сосняка и ельника соответственно) (табл. 2). Из всех форм азота большая часть приходится на азот органический, его содержание в почвенных водах сосняка изменялось в пределах 0,36–2,11 мгN/л, в водах ельника – 0,25–2,55 мгN/л, средние концентрации составили 0,57 и 0,67 мгN/л соответственно.

Среднее содержание органического вещества в лизиметрических пробах (по ХПК) варьировало от 39 до 88 мгО/л в сосняке и от 39 до 117 мгО/л в ельнике (табл. 2).

Почвенные воды отличаются высоким содержанием Fe, Al, и Si (табл. 3). Средние концентрации этих элементов в сосняке и ельнике составили: Fe – 0,30, 0,27 мг/л, Al – 0,28, 0,32 мг/л, Si – 2,50, 4,80 мг/л. Для этих вод было отмечено низкое содержание марганца, среднее значение этого компонента не превышало 0,02 мг/л (табл. 3).

Таблица 2

**Содержание биогенных элементов в лизиметрических водах**

Сосняк						
$P_{\text{мин}}$ , мкг/л	$P_{\text{общ}}$ , мкг/л	$\text{NH}_4^+$ , мгN/л	$\text{NO}_3^-$ , мгN/л	$N_{\text{орг}}$ , мгN/л	$N_{\text{общ}}$ , мгN/л	ХПК, мгО/л
<u>17-150</u> 87	<u>28-199</u> 88	<u>0,01-0,04</u> 0,03	<u>0,01-0,05</u> 0,01	<u>0,36-2,11</u> 0,57	<u>0,39-2,13</u> 0,60	<u>29,4-514</u> 63,4
Ельник						
<u>1,1-157</u> 63	<u>24-409</u> 98	<u>0,01-1,26</u> 0,04	<u>0,01-0,5</u> 0,02	<u>0,29-2,51</u> 0,67	<u>0,46-2,52</u> 0,81	<u>20,1-591</u> 72,2

Примечание: в числителе – пределы колебаний по всем горизонтам, в знаменателе – медианное значение.

Таблица 3

**Содержание литофильных элементов в почвенных водах, мг/л**

Сосняк			
Fe	Mn	Al	Si
<u>0,03-0,88</u> 0,30	<u>0,01-0,05</u> 0,02	<u>0,03-0,73</u> 0,28	<u>1,27-5,75</u> 2,49
Ельник			
<u>0,01-0,79</u> 0,28	<u>0,01-0,11</u> 0,02	<u>0,11-1,08</u> 0,32	<u>1,83-6,28</u> 3,88

Примечание: в числителе – пределы колебаний по всем горизонтам, в знаменателе – медианное значение.

Содержание тяжелых металлов в пробах почвенных вод изменялось в широких пределах, особенно это относится к Zn, Cu, Pb и Ni (табл. 4). Медианные значения концентраций большинства металлов были на уровне или менее 1 мкг/л. И только для Zn и Cu характерны более высокие их концентрации. Так, среднее содержание Zn составило 44,4 и 27 мкг/л, а Cu – 3,52 и 2,49 мкг/л в сосняке и ельнике соответственно.

Таблица 4

**Содержание тяжелых металлов в лизиметрических водах, мкг/л**

Сосняк						
Zn	Cu	Pb	Ni	Co	Cd	Cr
<u>7,58-94,3</u> 44,4	<u>0,18-8,91</u> 3,52	<u>0,16-4,20</u> 1,08	<u>0,16-6,90</u> 1,13	<u>0,06-0,97</u> 0,29	<u>0,04-0,88</u> 0,16	<u>0,02-0,80</u> 0,21
Ельник						
<u>0,28-116</u> 27,3	<u>0,11-26,1</u> 2,49	<u>0,04-6,50</u> 0,70	<u>0,01-279</u> 2,23	<u>0,01-1,01</u> 0,27	<u>0,04-1,1</u> 0,15	<u>0,03-1,20</u> 0,28

Примечание: в числителе – пределы колебаний по всем горизонтам, в знаменателе – медианное значение.

Распределение компонентов в почвенном профиле выглядело следующим образом: для сосняка наблюдалось уменьшение содержания калия, натрия, кальция, магния, гидрокарбонатов, а для ельника – уменьшение содер-

жания калия, кальция и увеличение содержания натрия и гидрокарбонатов (табл. 5). Содержание магния (0,9–0,8 мг/л) и хлоридов (1,1–1,0 мг/л) оставалось практически на одном уровне. В обоих профилях наблюдалось увеличение значения рН и накопление сульфатов с глубиной, поскольку почвы такого типа могут аккумулировать серу (Изменения..., 2013).

Таблица 5

**Распределение главных ионов в лизиметрических водах по профилю почв, мг/л**

Сосняк								
Глубина	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Alk	pH
5 см	2,96	0,76	4,35	1,12	1,99	0,83	14,6	6,12
20 см	2,06	0,55	2,28	0,71	2,99	0,70	13,7	6,52
Ельник								
5 см	2,72	0,59	4,57	0,93	2,42	1,06	11,9	5,88
20 см	1,32	1,40	3,07	0,71	3,56	0,91	8,91	6,17
40 см	1,32	1,55	2,82	0,81	4,68	1,02	16,4	6,80

В профиле сосняка наблюдалось уменьшение содержания биогенных элементов и органического вещества (табл. 6). В ельнике отмечалось увеличение содержания минерального и общего фосфора на глубине 20 см, далее наблюдалось его резкое уменьшение. Что касается соединений азота, то содержание ионов аммония и нитратов оставалось на одном уровне, а органического и общего азота уменьшалось с глубиной. Максимальная величина ХПК обнаружена на 40-сантиметровом горизонте.

Таблица 6

**Распределение биогенных элементов и ХПК лизиметрических вод по профилю почв**

Сосняк							
Глубина	P <sub>мин</sub> , мкг/л	P <sub>общ</sub> , мкг/л	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мгN/л	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мгN/л	N <sub>орг</sub> , мгN/л	N <sub>общ</sub> , мгN/л	ХПК, мгО/л
5 см	87	101	0,02	0,01	0,67	0,70	88,0
20 см	17	75	0,03	0,01	0,47	0,50	38,7
Ельник							
Глубина	P <sub>мин</sub> , мкг/л	P <sub>общ</sub> , мкг/л	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мгN/л	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мгN/л	N <sub>орг</sub> , мгN/л	N <sub>общ</sub> , мгN/л	ХПК, мгО/л
5 см	59	91	0,08	0,03	0,81	0,98	60,9
20 см	123	155	0,01	0,02	0,61	0,79	38,9
40 см	5,5	48,5	0,02	0,01	0,59	0,66	117

В обоих исследуемых профилях наблюдалось уменьшение содержания алюминия и накопление кремния с глубиной (табл. 7). Содержание железа уменьшалось в профиле сосняка и оставалось одинаковым на всех горизонтах в ельнике. Концентрации марганца были низкими и не менялись по глубине.

Таблица 7

**Распределение литофильных элементов в лизиметрических водах  
по профилю почв, мг/л**

Сосняк				
Глубина	Fe	Mn	Al	Si
5 см	0,43	0,02	0,45	2,25
20 см	0,17	0,01	0,11	2,74
Ельник				
Глубина	Fe	Mn	Al	Si
5 см	0,27	0,02	0,44	3,70
20 см	0,27	0,01	0,26	5,51
40 см	0,28	0,01	0,27	5,18

В распределении тяжелых металлов наблюдалась следующая картина: увеличение содержания кадмия и меди по профилю сосняка, уменьшение концентрации цинка (табл. 8). Содержание остальных микроэлементов находилось на одном уровне на всех горизонтах. В ельнике наблюдалось накопление Cd, Pb и Zn и уменьшение содержания Co, Ni, Cu (табл. 8).

Таблица 8

**Распределение тяжелых металлов в лизиметрических водах  
по профилю почв, мкг/л**

Сосняк							
Глубина	Cd	Cr	Co	Ni	Pb	Cu	Zn
5 см	0,13	0,21	0,26	1,03	1,10	2,92	47,3
20 см	0,19	0,20	0,31	1,23	1,05	4,12	41,5
Ельник							
Глубина	Cd	Cr	Co	Ni	Pb	Cu	Zn
5 см	0,14	0,27	0,35	4,7	0,55	2,45	14
20 см	0,14	0,27	0,23	1,01	0,74	2,85 2,85	33
40 см	0,17	0,29	0,23	0,97	0,80	2,17	35

В заключение можно отметить, что в ионном составе почвенных вод наблюдалось высокое содержание калия, кальция, сульфатов и гидрокарбонатов. Содержание Mn и Cl<sup>-</sup> не превышало 1,0 мг/л. Величина pH лизиметрических вод по средним значениям соответствовала слабокислым водам (6,28 – сосняк, 6,14 – ельник). В почвенных водах наблюдались высокие концентрации P<sub>общ</sub> (до 98 мкг/л). Среди соединений азота наименьшим было содержание аммонийного и нитратного, а наибольшим – органического (до 0,7 мгN/л). В почвенных водах отмечалось высокое содержание органического вещества по ХПК (88–117 мгО/л) и литофильных элементов (Fe, Al) и Si. Среди тяжелых металлов наибольшим было содержание цинка и меди (медь – 44 и 3,5 мкг/л соответственно).

В распределении компонентов в обоих почвенных профилях наблюдалось уменьшение концентрации K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> и увеличение содержания SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Na<sup>+</sup>, гидрокарбонатов и величины pH. Для обоих профилей отмечалось уменьше-

ние содержания общего азота, а в сосняке еще фосфора и ХПК. В почвенном профиле ельника было выявлено накопление фосфора на глубине 20 см и ОВ на глубине 40 см. В обоих исследуемых профилях установлено уменьшение содержания Al и накопление Si с глубиной, а концентрации Mn были на одном уровне. В распределении тяжелых металлов наблюдалась следующая картина: увеличение содержания Cd и Cu по профилю сосняка и уменьшение концентрации Zn. Содержание остальных микроэлементов находилось на одном уровне на всех горизонтах. В ельнике наблюдалось накопление Cd, Pb и Zn и уменьшение содержания Co, Ni, Cu.

### Литература

Бахмет О. Н., Федорец Н. Г., Ласточкина В. Г. Химический состав атмосферных осадков и почвенных вод Карелии. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2011. 34 с.

Евтюгина З. А., Асминг В. Э. Особенности формирования состава инфильтрационных вод в условиях аэротехногенного загрязнения // Вестник МГТУ. 2013. Т. 16. № 1. С. 73–80.

Изменения в системе «водосбор-озеро» под влиянием антропогенного фактора / Под отв. ред. И. Н. Соркин. Ленинград: Наука, 1983. С. 293.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Ч. 1 / Под ред. Л. В. Боевой. Ростов-на-Дону: «НОК», 2009. 1044 с.

## БИОДИАГНОСТИКА ТОКСИЧНОСТИ ПОЧВЫ

*С. А. Бекузарова, В. И. Гасиев, О. П. Козаева*  
*Северо-Кавказский НИИ горного и предгорного*  
*сельского хозяйства ВНЦ РАН*

Возрастание размеров загрязнения окружающей среды выбросами промышленных предприятий, транспорта приводит к тому, что значительные площади, занятые посевами сельскохозяйственных культур, подвергаются воздействию химических веществ, входящих в состав выбросов.

Все основные циклы миграции тяжелых металлов (ТМ) в биосфере начинаются в почве, потому что именно в ней происходит мобилизация их и образование различных миграционных форм. Поступающие в почвы тяжелые металлы, как показывают исследования, имеют весьма продолжительный период полураспада [1, 2].

Проблема загрязнения растений ТМ вследствие интенсивного развития промышленности и автотранспорта обостряется еще и в связи с тем, что почва является не единственным источником поступления их в растения. ТМ могут поступать из атмосферы. Загрязнение растений атмосферным кадмием составляет 20–60% от всего содержания кадмия в растении. Поступивший атмосферный кадмий может передвигаться по всему растению. Свинец поступает в растения, в основном, через корни, тем не менее, он способен поглощаться и через листья. Накопление атмосферного свинца у растений вблизи автомобильных дорог может достигать 40% от его количества в растениях. Основное



количество свинца сосредоточено в вегетативных органах, тогда как в репродуктивных органах накапливается 4–7% от его количества в растениях [3, 4].

ТМ нарушают нормальный ход биохимических процессов, влияют на синтез и функции многих активных соединений: ферментов, витаминов, пигментов. При высоких концентрациях ТМ (кадмий, свинец, медь, цинк) происходит снижение количества хлорофилла. ТМ также снижают поступление железа у ряда растений (клевер, салат, ячмень). Под действием ТМ снижается содержание фосфора, кальция, магния в растениях [4].

В современных условиях загрязнение окружающей среды ТМ влияет на качество урожая и возможность получения растениеводческой продукции пригодной в пищу человека. Повышение количества ТМ в продукции растениеводства создает опасность для здоровья человека и животных [5].

Тяжелые металлы накапливают не только культурные растения, но и сорные.

За долгий период существования среди культурных растений сорняки приобрели многие морфологические и биологические особенности, очень сходные с культурными растениями.

С целью изучения ТМ в растениях сбор осуществляли на экспериментальной базе СКНИИГПСХ в ОПХ «Старт», которое находится в предгорной зоне Республики Северная Осетия-Алания и входит в подзону достаточного увлажнения.

Почвенный покров подзоны представлен черноземами предкавказскими выщелоченными и лугово-черноземными почвами, подстилаемыми галечником на глубине 25–80 см, местами галечник выходит на поверхность. По низким террасам – луговые и аллювиально-луговые дерновые почвы. Выщелоченные черноземы и лугово-черноземные почвы в верхнем горизонте содержат 6–7% гумуса. Почвы выщелочены от легкорастворимых солей. Карбонаты кальция и магния находятся за пределами почвенного профиля на поверхности галечника в виде пленки. Поэтому, почвы рассматриваемой подзоны слабокислые (рН=5,5–6,0).

По механическому составу выщелоченные черноземы и лугово-черноземные почвы средне и тяжелосуглинистые. Эти почвы, в связи с малой мощностью, обладают небольшой влагоемкостью, часто провальной водопроницаемостью. Равновесная объемная масса верхнего горизонта колеблется в пределах 1,11–1,12 г/см<sup>3</sup>. Несмотря на достаточное увлажнение из-за малой влагоемкости почв и провальной водопроницаемости, основным ограничивающим фактором их плодородия является недостаток почвенной влаги. Элементами минерального питания рассматриваемые почвы достаточно обеспечены, но на внесение органических и минеральных удобрений сельскохозяйственные культуры реагируют хорошо. Содержание гумуса в верхнем горизонте колеблется в пределах 4,41–6,03%, азота – 0,17–0,30%, фосфора – 0,12–0,26%, калия – 1,73–1,61%.

Исследовали следующие виды растений: лен, люпин, люцерна, клевер, календула, могоар, амарант, никандра, а также сорные: амброзия полыннолистная и крапива двудомная.

Результаты исследований (представлены в таблице) сравнивали с предельно допустимой концентрацией ТМ (ПДК).

Таблица

**Содержание ТМ в зеленой массе растений (мг/кг)**

Название	Fe	Mn	Zn	Co	Cu	Ni
Лен ( <i>Linum usitaintermedia</i> Vav. et Ell.)	820,0	91,0	149,0	2,3	13,9	5,9
Люпин ( <i>Lupinus albus</i> L.)	265,0	194,0	233,0	3,1	13,2	6,8
Календула ( <i>Calendula officinalis</i> )	703,0	116,0	413,0	2,7	22,7	7,0
Могоар ( <i>Setaria italica</i> (L.) P. Beauv. subsp. <i>Italica</i> )	147,0	35,0	110,0	1,2	4,7	7,3
Амарант ( <i>Amarantus</i> L.)	484,0	72,0	212,0	2,4	15,8	3,6
Никандра ( <i>Nicandra physalodes</i> L. Gaertn.)	297,0	136,0	770,0	2,5	12,6	6,4
Люцерна ( <i>Medicago sativa</i> L.)	321,0	102,0	86,3	1,60	13,6	11,04
Клевер ( <i>Trifolium pratense</i> L.)	252,0	31,8	168,6	1,5	11,7	13,8
Амброзия ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.)	144,0	29,2	271,4	0,97	11,3	9,9
Крапива ( <i>Urtica dioica</i> L.)	301,0	39,0	243,0	4,1	17,6	5,2
ПДК	250	38	30	0,6	10	2,5

Как показывают данные таблицы, во всех образцах исследуемых растений наблюдалось превышение по цинку, кобальту и никелю. При этом максимальное количество цинка было зафиксировано в зеленой массе никандры (770 мг/кг) и превышало ПДК в 25,7 раза. Минимальное количество цинка было отмечено у люцерны (86,3 мг/кг). Уровень концентрации кобальта у крапивы был максимальным и превышал ПДК в 6,8 раза, в отличие амброзии, у которой этот показатель был минимальным. Завышенное количество никеля было обнаружено в клевере, где превышение ПДК было в 5,5 раза, меньше всего никеля было отмечено в амаранте. Большое количество железа было зафиксировано в зеленой массе льна (превышало ПДК в 3,28 раза), у могоара и амброзии было отмечено низкое содержание этого элемента, которое не превышало ПДК. При этом амброзия накапливает меньше железа, чем могоар. Превышение ПДК ТМ также наблюдалось по меди и марганцу. Максимальное количество меди было отмечено в зеленой массе календулы, оно превышало ПДК в 2,27 раза; содержание марганца в люпине в 5,1 раза выше ПДК. Минимальное количество меди – в могоаре, и марганца в амброзии. С учетом биологических особенностей исследуемых культур можно регулировать состав фитоценозов по накоплению ТМ с минимальным их содержанием при использовании на корм и лекарственного сырья для снижения токсической нагрузки в пищевой цепи, а также при оценке токсичности почвы изучаемые растения могут служить биоиндикаторами.

### Литература

1. Бекузарова С. А., Шабанова И. А. Клевер- биоиндикатор тяжелых металлов // Известия Горского ГАУ. Владикавказ, 2014. Т. 51. Часть 3. С. 87–90.
2. Вальков В. Ф., Колесников С. И., Казесь К. Ш. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на фитотоксичность чернозема // Агрехимия. 1997. № 6. С. 50–55.
3. Добровольский В. В. Свинец в окружающей среде. М.: Наука, 1987. 184 с.
4. Пехов А. П. Биология с основами экологии. СПб., 2000. 342 с.
5. Экспресс-диагностика токсичности почв, загрязненных нефтепродуктами // Известия Самарского научного центра Российской Академии наук. Т. 14. № 1(3). 2012. Самара, С. 734–738.

## ХИМИЧЕСКОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ ПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ ГОРОДОВ ЮГА РОССИИ

*Д. Ю. Шишкина*

*Южный федеральный университет, diana@sfedu.ru*

Среди различных урболандшафтов именно промышленные вызывают наибольший интерес как приоритетные источники загрязнения городской среды. В настоящее время в городах продолжают действовать и развиваться многие предприятия; вместе с тем, некоторые выносятся за пределы городской черты, а освободившиеся площади застраиваются зданиями жилищного и общественно-делового назначения.

Исследования базируются на материалах, полученных в ходе инженерно-экологических изысканий на пяти площадках (три в Ростове-на-Дону и по одной в Таганроге и Волгограде), где проектируется реконструкция и расширение промышленных объектов, а также строительство торгово-развлекательных центров на месте ранее существующих предприятий. Использовалась принятая методика эколого-геохимического опробования, набор определяемых веществ и элементов соответствует стандартному перечню химических показателей (СП 47.13330.2012, 2013), расширенному за счет включения марганца и ванадия. Оценка уровня загрязнения проводилась на основе существующих нормативов (Порядок..., 1993; ГН 2.1.7.2041–06, 2006; ГН 2.1.7.2511–09, 2009).

Участок, где проектируется реконструкция подстанции, находится в самом центре Ростова-на-Дону, неподалеку от железнодорожного и автовокзала, по ул. Красноармейской с интенсивным транспортным потоком. Несмотря на мощную техногенную нагрузку, содержания химических элементов ниже от санитарно-гигиенических нормативов (табл. 1). В то же время, концентрации свинца, цинка, меди, кадмия значительно превосходят региональный фон. Максимальный суммарный показатель загрязнения почвы ( $Z_c$ ) – 4,9. Приоритетными загрязняющими веществами здесь выступают нефтепродукты, концентрация которых в четырех из пяти проб превышает норматив (1000 мг/кг), а максимальное значение достигает 7025 мг/кг, что соответствует очень высокому уровню загрязнения (табл.2).

К промышленным ландшафтам был отнесен и техногенный пустырь по пр. Театральный в Ростове-на-Дону. В прошлом на нем располагались промышленные объекты, которые уже давно разрушены; уцелел лишь небольшой склад в северной части. Участок отведен под строительство торгового комплекса «О'КЕЙ». В 70% почвенных проб выявлены высокие концентрации цинка, достигающие 500 мг/кг, в одной пробе содержание меди (150 мг/кг) немного превышает норматив. Содержания остальных изученных элементов сопоставимы с региональным фоном и значительно меньше ПДК (ОДК). Суммарный показатель загрязнения варьирует в пределах 3,1–11,4. Концентрации нефтепродуктов, в основном, не превышают 200 мг/кг, но в одной пробе зафиксировано содержание 5499 мг/кг (очень высокий уровень загрязнения).

Таблица 1

**Пределы колебаний химических элементов и соединений в почвах промышленных ландшафтов, мг/кг**

Химические вещества и элементы	Объекты				
	Подстанция	Техногенный пустырь	ЗАО «Эмпилс»	Бывшая автобаза	Нефтеперерабатывающий завод
Свинец	15,2–71,2	20,0–60,0	8,0–400,0	30,0–200,0	2,4–30,0
Цинк	112,9–187,1	200,0–500,0	50,0–1000,0	150,0–800,0	10,8–152,0
Кадмий	0,35–0,61	0,1–0,53	0,5–2,2	0,33–2,2	0,04–0,43
Ртуть	0,014–0,031	0,012–0,04	0,006–0,01	0,02–0,047	0,006–0,4
Мышьяк	0,8–2,1	4,1–6,1	1,0–3,3	5,6–8,8	0,22–5,2
Никель	9,7–22,3	50,0–60,0	30,0–50,0	15,0–50,0	11,0–41,0
Медь	41,0–78,1	50,0–150,0	20,0–50,0	40,0–300,0	3,3–125,0
Марганец	155,0–355,2	500,0–800,0	500,0–800,0	н.опр.	8,9–192,0
Ванадий	6,5–9,5	80,0–150,0	60,0–200,0	–/–	5,3–79,0
Нефтепродукты	901–7025	100–5499	151–11755	1178–1417	98–693
Бенз(а)пирен	н. опр.	<0,004	<0,004	<0,004	0,004–0,614

Третье из изученных в Ростове-на-Дону предприятий – лакокрасочный завод ЗАО «Эмпилс». Запроектировано его расширение и строительство комплекса по производству лаков и смол. Площадка изысканий состоит из двух участков, связанных трассой эстакады. На первом (западном) участке, расположенном в центре территории предприятия, в настоящее время находятся производственные и складские корпуса, часть из которых будет демонтирована. По проекту здесь будут располагаться цех лаков, склады готовой продукции и продуктовая насосная. Второй участок находится на северо-восточной окраине предприятия и в настоящее время не застроен. На нем

сформировалась залежь, на которой восстановилась растительность, присутствующая разнотравно-дерновинно-злаковой степи.

Почвенный покров большей части западного участка загрязнен цинком. Содержание элемента достигает 1000 мг/кг или 4,5 ОДК, что соответствует среднему уровню загрязнения (табл. 1). В двух точках отмечаются превышающие ОДК концентрации свинца – до 3,1 ОДК (высокий уровень загрязнения). В той же почвенной пробе, где выявлен максимум концентраций Zn и Pb, обнаружено содержание нефтепродуктов, превосходящее норматив в почти в 12 раз. Максимальная концентрация кадмия в верхнем почвенном горизонте выше ОДК в 1,1 раза. Высокие концентрации элементов характерны лишь для западного участка, где хранится готовая продукция.

Таблица 2

**Среднее содержание химических элементов в почвах  
промышленных ландшафтов, мг/кг**

Объекты	Химические элементы										
	Pb	Zn	Cd	Hg	As	Ni	Cu	Mn	V	НП*	БП**
Подстанция	77,5	388,7	1,0	0,007	2,0	44,7	36,0	646,7	114,7	3987	
Техногенный пустырь	35,2	149,2	0,44	0,023	1,4	15,2	54,7	232,5	7,9	1476	<0,004
ЗАО «Эмпилс»	41,1	322,2	0,25	0,020	5,1	53,3	73,3	711,1	96,1	4070	<0,004
Бывшая автобаза	97,5	394	0,86	0,029	6,7	37	99	2012,5	76,3	1298	<0,004
Нефтеперерабатывающий завод	11,9	68,6	0,18	0,05	2,1	25,2	30,0	160,4	20,5	305,3	0,053
ПДК (ОДК)	130	220	2,0	2,1	10	80	132	1500	150	1000	0,02

\*НП – нефтепродукты;

\*\*БП – бенз(а)пирен

Характерной особенностью является высокое содержание кадмия по почвенному разрезу. Так, в пробе, отобранной с глубины 0,5 м, содержание элемента достигает 4,7 мг/кг (2,35 ОДК). Очевидно, проникновение металла на столь значительную глубину произошло при перемешивании грунтов во время строительных и земляных работ, при планировке поверхности. Содержания остальных элементов в грунтах не достигают санитарно-гигиенических нормативов. Суммарный показатель загрязнения почв в единичных пробах превышает 16, достигая значения 31,1, что соответствует умеренно опасному загрязнению.

Высокие содержания цинка, свинца и кадмия связаны со спецификой лакокрасочного производства, предусматривающего использование широкого круга сырьевых материалов, в том числе пигментов, сиккативов и других компонентов, содержащих тяжелые металлы. Наиболее часто используемыми являются свинцовый сурик, свинцовый и цинковый кроны, цинковые белила, кадмиевая желтая, фосфат цинка, хромат цинка и др. (Козыренко, Кухарчик, 2015).

В восточной части не зафиксировано превышений ПДК и ОДК тяжелых металлов и мышьяка в почве, за единичным исключением: содержание цинка в 1,4 раза выше норматива в непосредственной близости от склада тары. Максимальная величина  $Z_c - 5$ .

Участок в западной части г. Таганрога ранее использовался под автотранспортное предприятие. В настоящее время на территории предполагается возвести торговый комплекс. Содержания в почве большинства элементов (за исключением ртути) превышают региональный фон. Содержания цинка в шести из восьми точек опробования превосходят санитарно-гигиенический норматив; концентрации свинца выше ПДК зафиксированы в двух точках; кадмия и меди – в одной. Таким образом, выявлено загрязнение большей части почвенного покрова участка цинком, а также локальное загрязнения свинцом, кадмием и медью. Комплексное загрязнение почвы всеми четырьмя элементами отмечено в точке, расположенной вблизи северной границы площадки, рядом со стихийной свалкой бытовых и промышленных отходов. Содержание кадмия достигает 1,06 ПДК, свинца – 1,5 ПДК, меди – 2,3 ПДК, цинка – 3,6 ПДК. Суммарный показатель загрязнения изменяется от 4,2 до 33,2, т.е. наряду с допустимой категорией загрязнения почв выявлены участки умеренно опасной и опасной.

В Волгограде изучалась территория ООО «Лукойл-Волгограднефтепереработка» – предприятия топливно-масляного профиля, расположенного в юго-восточной части Волгограда. Это наиболее старое из рассмотренных предприятий – строительство Сталинградского нефтеперерабатывающего завода было начато в 1951 г. В отличие от ранее изученных промплощадок, расположенных на обыкновенных карбонатных черноземах, зональным типом почв Волгограда являются светло-каштановые почвы, часто в комплексе с солонцами.

Содержания всех тяжелых металлов, мышьяка и нефтепродуктов не превышают ПДК и ОДК, чего нельзя сказать о бенз(а)пирене. Если в почвах промышленных ландшафтов он лежит ниже предела обнаружения (менее 0,004 мг/кг), то в почвах на территории ООО «Лукойл-Волгограднефтепереработка» максимально содержание БП достигает 0,614 мг/кг, что почти в 31 раз выше ПДК. Даже средняя концентрация превосходит санитарно-гигиенический норматив в 2,5 раза. Накопление бенз(а)пирена в почве обусловлено спецификой химического состава сырья и продукции. Известно, что содержание БП в сырой нефти составляет 2,8 мг/кг, в свежем и переработанном двигательном масле – 0,27 и 35 мг/кг (Мажайский, Желязко, 2003). Таким образом, индикатором загрязнения почв этого предприятия является бенз(а)пирен, на территориях остальных наиболее характерными загрязняющими веществами являются нефтепродукты, цинк, свинец, медь и кадмий.

#### Литература

Козыренко М. И., Кухарчик Т.И. Загрязнение почв при производстве лакокрасочных материалов // Геоэкология. 2015. № 3. С. 230–218.

ГН 2.1.7.2041-06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 11 с.

Мажайский Ю. А., Желязко В. И. Экологическое обоснование технологий реабилитации загрязненных земель // Земледелие. 2003. № 2. С.6–9.

Порядок определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими элементами. М.: Управление охраны почв и земельных ресурсов Минприроды России, 1993. 31 с.

СП 47.13330.2012 Инженерные изыскания для строительства. Основные положения. Актуализированная редакция СНиП 11-10-96. М.: Госстрой России, 2013. 110 с.

## **О БИОГЕННОСТИ МЕЛКОЗЁМА ПОЧВОПОДОБНЫХ ТЕЛ, ФОРМИРУЮЩИХСЯ В ПРИСУТСТВИИ КАРБОНАТНЫХ ПОРОД**

***В. С. Артамонова<sup>1</sup>, С. Б. Бортникова<sup>2</sup>***

<sup>1</sup> *Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, artamonova@issa.nsc.ru*

<sup>2</sup> *Институт нефтегазовой геологии и геофизики СО РАН,  
bortnokovasb@ipgg.sbras.ru*

Проблема ускорения почвообразования на минеральных субстратах техногенных ландшафтов, образуемых при добыче полезных ископаемых, чрезвычайно актуальна. Площади нарушенных земель в ресурсных регионах Западной Сибири постоянно расширяются, на дневной поверхности появляются глубинные породы, под которыми оказываются погребёнными плодородные почвы. Меняется гидрологический режим и биогеохимический круговорот, характерный для естественных ландшафтов. Остро встаёт вопрос об экологии территорий и возобновлении утраченных почвенных свойств, поскольку техногенные ландшафты расположены близко к промышленным центрам и сельскохозяйственным угодьям.

Преобразование литогенных масс, включающих лессовидные суглинки, аргиллиты, алевролиты, песчаники и полезные ископаемые, до зрелых почв, которым свойственно плодородие и самоочищение, происходит медленно. Признаки почвообразования и появления текстурной дифференциации профиля молодых почв (эмбриозёмов) на углесодержащих отвалах в Кузбассе регистрируются по морфологическим критериям сравнительно рано в историческом плане – через 10-30 лет естественного самозарастания (Гаджиев, Курачев, 1992). Вместе с тем, запас тонкодисперсных фракций, которые влияют на режим питания растений, незначительный, поскольку содержание глины в исходных почвообразующих субстратах низкое. Минеральная, «косная», часть молодых почв остаётся долгое время малоизменённой. Накопление легко подвижного органического вещества происходит медленными темпами вследствие поселения ксероморфной кальциефильной растительности, концентрации органического вещества на поверхности, высокой вариабельности микробных очагов. По этой причине зависимость численности жизнеспособных микроорганизмов от уровня содержания  $C_{\text{орг}}$  весьма слабая, хотя факты

свидетельствуют о быстрой колонизации минеральных субстратов в присутствии углистых частиц. Бактерии и грибы обнаруживаются в отвалах уже через полгода отсыпки (Гумусообразование ..., 1986).

Сведения о микроорганизмах, участвующих в почвообразовании в техногенных отвально-карьерных ландшафтах с такими породами как антрацит, мрамор, гравий, глина, единичны. Это послужило основанием для изучения пригодности мелкозёма техногенных почвоподобных образований или техногенных поверхностных образований (ТПО), в которых присутствуют остатки данных полезных ископаемых, для *Azotobacter chroococcum*. Азотобактер – аэробная свободноживущая азотфиксирующая бактерия, требовательная к высокому содержанию кальция для своего роста. Предпочитает нейтральные среды, но развивается в слабокислых и слабощелочных местообитаниях. Такие условия обеспечиваются исходными техногенными субстратами вследствие присутствия карбонатных пород. Однако карбонаты способны хемосорбционно удерживать тяжёлые металлы (Минкина, Мотузова, Назаренко, 2009). Их поставщиком в ТПО являются коренные породы. Кроме того, часть металлов может удерживаться тонкодисперсными фракциями, хотя и немногочисленными. Как ранее отмечала Г.В. Мотузова, до 60 % тяжёлых металлов общего запаса в почве удерживается именно ими (Мотузова, 1999). Важно и то, что тонкодисперсные фракции являются наиболее благоприятным пристанищем для бактерий. Почвообразующая деятельность азотобактера заключается прежде всего в агрегировании минеральных частиц и обогащении среды обитания биогенным азотом.

Цель наших исследований - изучить встречаемость бактерии и особенности её роста в мелкозёме (элементарных почвенных частицах размером менее 1 мм) почвоподобных образований на территории разработки открытых месторождений полезных ископаемых: антрацита (Горловское месторождение), мрамора и гравия (Линёвское месторождение) в Искитимском районе Новосибирской области. Техногенные ландшафты сформированы в конце прошлого века. Биопригодность мелкозёма, содержащего частицы мрамора, антрацита, гравия сравнивалась с таковой в лессовидных карбонатных суглинках, как потенциально плодородных карбонатных породах, рассматриваемых в качестве местных природных ресурсов рекультивации (Андроханов, Куляпина, Курачёв, 2004). Для выяснения влияния геохимического наследия глубинных пород на развитие бактерии был определён состав и содержание химических элементов в мелкозёме всех почвоподобных образований.

Отбор, подготовка образцов для бактериологического и геохимического анализа, как и определение встречаемости азотобактера, его скорости роста и полиморфизма проводились по методикам, изложенным ранее (Артамонова, Бортникова, 2016).

Установлено, что мелкозём почвоподобных образований, в которых присутствуют карбонатные породы, пригоден для обитания азотобактера. Об этом свидетельствует его 100%-ная встречаемость. Присутствие ореола роста бактерии вокруг мелкозёмистых масс зарегистрировано уже через 24 часа



( $n=150$ ), что характерно для быстрорастущих штаммов. При этом скорость роста бактерии, судя по площади ореола роста вокруг комочков мелкозёма нерудных пород и антрацита, была различна. Максимальная скорость роста обнаружена в мелкозёме лессовидного карбонатного суглинка, минимальная – в мелкозёме на угольном отвале (рис. 1). По-видимому, суглинок обеспечивает наилучшее жизненное пространство для бактерии, что, отчасти связано с оптимальным увлажнением мелкозёма, наибольшей сорбции в нём влаги минеральными частицами. Ранее было установлено (Ландина, 1990), что верхний слой почв суглинистого ряда характеризуется наивысшим качеством почвенных пор, как среды обитания микроорганизмов. В образцах выветренного угля разной степени трансформации (пластинки, пластинки с крошкой, крошка) пригодность мелкозёма для азотобактера была самой низкой (Артамонова, 2016), поскольку его скорость роста была незначительной. Под растениями она увеличивалась.

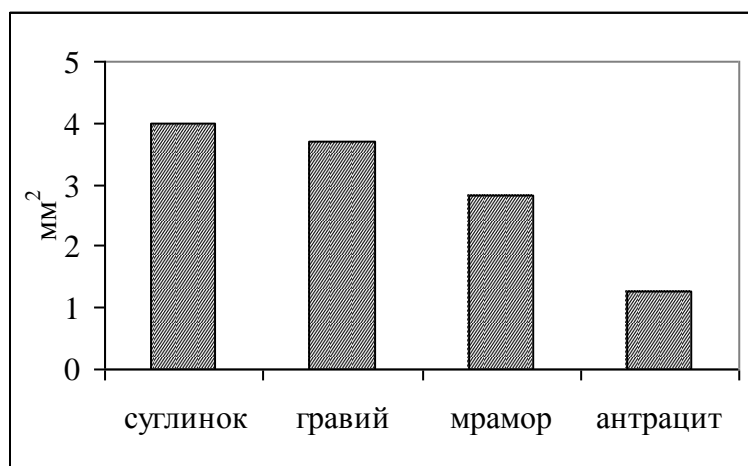


Рис. 1. Рост азотобактера вокруг  $1\text{ мм}^2$  мелкозёма, сут.

Под фитопоселенцами в мелкозёме мраморного карьера скорость роста азотобактера оказалась выше, чем под растениями на углеотвале (рис. 2).

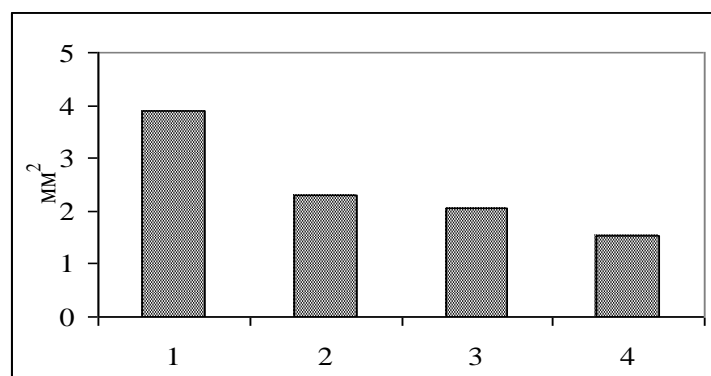


Рис. 2. Рост азотобактера вокруг  $1\text{ мм}^2$  мелкозёма, сут.: 1 мраморный карьер, разнотравье; 2–4 – углеотвал: 2 – смесь низкорослых злаков и разнотравья; 3 – щавель, 4 – смесь высокорослых злаков и разнотравья

Следует отметить, что рост азотобактера в пробах с антрацитом сопровождался продуцированием в окружающую среду цветных экзометаболических веществ, особенно в отсутствие растений. Такое поведение азотобактера мы связываем с геохимическими свойствами среды его обитания.

Из таблицы следует, что в мелкозёме угольного отвала без растений содержание Са, необходимого для питания бактерии, минимальное, также как и количество присутствующего Мп, важного для осуществления азотфиксации. Низкими оказались величины Fe и Мо, значимые для процесса фиксации азота. Но значения радиоактивных металлов Th и U, которые по литературным данным (Жизнь растений, 1974) стимулируют рост бактерии, оказались наибольшими. Содержание тория равно кларку, а урана – превысило кларковый уровень. Возможно, росту бактерии в какой-то мере способствовали парамагнитные свойства металлов. Вместе с тем, содержание высокоопасных элементов: Cd и Pb превысило уровень их кларковых значений, пул As достиг кларка.

Таблица

**Содержание некоторых химических элементов в мелкозёме, мг/кг**

Мелкозём	Са,%	Mn,%	Fe,%	Mo	Th	U	Cu	Zn	Sr	Cd	Pb	Ni	As
Суглинок	1,97	0,074	47,4	9,4	0	0	44	155	260	0	107	21	0
Гравий	4,6	0,024	0,7	0,4	2,3	0	12	26	250	0,93	8	14	4,1
Мрамор	8,51	0,543	8,22	2,8	5,3	1,2	34	127	167	1,22	20	44	27,1
Антрацит	0,15	0,012	0,86	1,3	13	4,1	24	40	137	0,32	30	20	1,7
Мрамор с растениями	8,3	0,09	2,85	2,6	5,9	1,5	27	81	220	1,21	25	34	11,8
Антрацит со злаками	0,36	0,038	2,1	0,7	7,2	2,5	27	85	112	0,48	25	30	15,1
Антрацит со щавелем	0,41	0,073	2,54	1,3	9,6	4,1	31	112	115	0,38	51	30	9,9
Антрацит с разнотравьем	0,47	0,057	2,16	1,6	9,3	2,9	27	89	119	0,63	27	37	12,9
Кларк земной коры по Виноградову (1962)	2,9*	0,1*	4,72*	1,1	13	2,5	47	83	340	0,13	16	58	1,7

\*– кларк приведён по В. А. Алексеенко, А. В. Алексеенко (2013).

Не исключено, что токсиканты первого класса опасности оказались причиной проявления популяцией гетерогенности в ситуации дефицита биогенных элементов. В мелкозёме нерудных полезных ископаемых пигментирование среды бактериальными штаммами было незначительным, а в присутствии растений – отсутствовало. Наилучшие условия для роста азотобактера складываются в присутствии мраморных частиц, где выявлено высокое содержание Са, а также Cd, Pb, As. Возможно, это обусловлено образованием карбонатов металлов в присутствии прикорневых слизей и частичным аккумулярованием токсичных элементов в клетках корня, но предположения требуют доказательств и постановки специальных исследований. Что касается

высоких значений свинца в мелкозёме нерудных полезных ископаемых, то, скорее всего, они обусловлены геохимией четвертичных отложений.

Таким образом, элементарные почвенные частицы, формирующиеся в присутствии карбонатных пород на отходах добычи антрацита и нерудных полезных ископаемых в пределах Искитимской геотехнической системы, повсеместно заселены быстрорастущими штаммами азотобактера. Данная стратегия роста обусловлена присутствием в среде обитания карбонатов и экотоксикантов, которые привносятся с глубинными породами. Однако наименее пригоден для жизнедеятельности азотобактера мелкозём, содержащий частицы антрацита. В нём регистрируется высокий пул токсикантов первого класса опасности и низкий – биогенных элементов, что ведёт к снижению скорости роста азотобактера и повышению продуцирования воднорастворимых экзопигментов, выполняющих функцию защиты. В присутствии растений скорость роста усиливается, продуцирование пигментов ослабляется на всех минеральных субстратах. Представленная информация расширяет представления о биогенности почвоподобных образований в техногенных ландшафтах.

#### Литература

Алексеенко В. А., Алексеенко А. В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2013. 338 с.

Андроханов В. А., Куляпина Е. Д., Курачёв В. М. Почвы техногенных ландшафтов: генезис и эволюция. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2004. 151 с.

Артамонова В. С. Развитие *Azotobacter chroococcum* на угольных отвалах в Западной Сибири // Природно-техногенные комплексы: современное состояние и перспективы восстановления: Материалы междунар. науч. конф. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2016. С. 21–25.

Артамонова В. С., Бортникова С. Б. О состоянии почвенных азотфиксирующих бактерий на территории городского леса // Вестник Пермского ун-та. Сер. биология. Вып. 2. С. 150–159.

Виноградов А. П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555–571.

Гумусообразование в техногенных экосистемах / Трофимов С. С., Наплёкова Н. Н., Кандрашин Е. Р. и др. Новосибирск: Наука, 1986. 165 с.

Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г. Состав соединений тяжёлых металлов в почвах. Ростов-на-Дону: Изд-во «Эверест». 208 с.

Мотузова Г. В. Соединение микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг. М.: Эдоториал УР СС, 1999. 166 с.

Ландина М. М. Почвенный воздух: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Новосибирск, 1990. 31 с.

Жизнь растений. Т. 1. М.: Просвещение, 1974. С. 379.

## **МИКРОБНЫЙ ПУЛ, КАК ИНДИКАТОР СОСТОЯНИЯ ПОЧВ НА ТЕРРИТОРИЯХ, НАХОДЯЩИХСЯ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ НЕФТЕПЕРЕРАБАТЫВАЮЩИХ ПРЕДПРИЯТИЙ**

*А. Б. Суворова, Н. В. Верховцева*

*Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,  
suvorova.ali@gmail.com, verh48@list.ru*

Нефтяная отрасль, играя важнейшую роль в мировой экономике, является одним из наиболее интенсивных источников загрязнения окружающей среды. В регионах России, где нефтяная промышленность представлена комплексом предприятий от разведки и добычи до использования продуктов нефтепереработки и нефтехимии, можно оценить экологические последствия каждого из технологических этапов жизненного цикла нефти (Сафаров, 2014). Однако остаются недостаточно проработанными или практически не освещенными вопросы воздействия подобных предприятий на такие сложные компоненты экосистемы, как почва. Существует множество способов оценки состояния почвенного покрова, однако одним из наиболее эффективных является биодиагностика системы путем изучения структурных особенностей ее микробного пула (Водянова, 2010). Целью данной работы является оценка антропогенного влияния нефтеперерабатывающего завода (НПЗ) «Славнефть-ЯНОС» (Ярославская область) на почву прилегающих территорий на основании структурных показателей микробных сообществ и химического анализа почв.

Нами были отобраны образцы почвы на глубине 0–10 см на разной удаленности от НПЗ. Все точки были поделены на три основные категории:

1. Образцы импактной зоны (0–5 км от НПЗ) – «И1» 2,3 км, «И2» 3,7 км, «И3» 4,8 км;

2. Образцы буферной зоны (5–15 км от НПЗ) – «Б4» 9,2 км, «Б5» 10,4 км, «Б6» 11,6 км;

3. Образцы контрольной зоны (30 км от НПЗ) – «К7» 30 км.

В отобранных пробах почв определяли суммарное содержание нефтепродуктов (НП) и 3,4-бензапирена (Б(а)П) методом жидкостной хроматографии, а также исследовали состав жирных кислот методом масс-спектрометрии – газовой хроматографии для определения состава и структуры микробного сообщества (Осипов, 1997). Среднее содержание НП и Б(а)П приведено в таблице 1. НП находятся в почве в парообразном и жидком легкоподвижном состоянии в свободной и растворенной фазе, в порах и трещинах, а также в неподвижном состоянии. Они играют роль цементирующего материала между частицами и агрегатами почв, накапливаясь на частицах породы и гумуса (Околелова, 2010).

Таблица 1

**Среднее содержание нефтепродуктов и 3,4-бензапирена в почве**

Образец	Нефтепродукты, мг/кг	3,4-бензапирен, мг/кг
И1	76	0,034
И2	70	0,044
И3	111	0,014
Б4	143	0,003
Б5	104	0,001
Б6	<50	0,008
К7	<50	0,007

При исследовании НП необходимо принимать во внимание, каким образом они поступают в почву, а также какими фракциями представлены. В случае данного техногенного загрязнения поллютанты поступают в почву из атмосферы при переносе воздушных потоков от факела, который выбрасывает продукты сгорания при нефтепереработке. Поэтому основной вклад в суммарное содержание НП вносят именно летучие углеводороды. Это объясняет тот факт, что наибольшее количество НП приходится на точки от 5 до 10 км, а вовсе не на ближайшие к НПЗ – воздушный поток переносит легкие фракции формой «зонтика», осаждавая их в буферной зоне. Тогда как Б(а)П не слишком летуч, он находится в воздухе, в основном, в виде сажи, поэтому осаждается в непосредственной близости к заводу. Стоит обратить внимание, что на большей удаленности от НПЗ суммарное содержание НП настолько низкое, что не поддается количественному определению.

Так как в настоящее время не существует единых стандартов по допустимому содержанию НП в почве, мы проводили наше исследование, сравнивая полученные показатели с региональным фоном. Для Ярославской области характерно фоновое содержание НП в почве равное 100 мг/кг, Б(а)П – 0,02 мг/кг. Таким образом, мы видим, что точки «И3», «Б4» и «Б5» превышают уровень фона, что свидетельствует о техногенном загрязнении данной территории. Содержание Б(а)П превышает фоновый уровень в импактной зоне вероятного осаждения в точках «И1» и «И2» почти в 2 раза.

Далее нами был проанализирован состав микробного сообщества, результаты по общему микробному числу представлены в таблице 2.

Таблица 2

**Общее микробное число почвы**

Образец	Микроорганизмы, кл/г x10*6
1	215,37
2	144
3	79,79
4	73,2
5	116,7
6	111,8
7	117,7

Наибольшая разница в численности микроорганизмов показана в почве полосы отчуждения и контрольной почвы, находящейся в 30 км от факела. Для определения доминирующих групп микроорганизмов в этих почвах проанализировали структуру сообщества микробоценозов (рис.). Сравнительный анализ структуры микробного сообщества почвы полосы отчуждения и контрольного места отбора образцов показал, что увеличенное количество микроорганизмов в почве полосы отчуждения происходит за счет анаэробных видов – главным образом, за счет *Butyrivibrio*, разных видов *Clostridium*, а также представителей *Eubacterium*, *Propionibacterium*, *Ruminococcus*, *Desulfovibrio*. Доминирующие аэробные виды – представители рода *Rhodococcus*. Таким образом, доминирующей ассоциацией в микробоценозе почвы полосы отчуждения являлась аэробно-анаэробная ассоциация *Rhodococcus* – *Ruminococcus*. Аэробный родококк – это известный вид бактерий, который способен к гидролизу сложных полимерных органических соединений, в том числе и углеводов (таких как Б(а)П), который часто входит в состав биопрепаратов, ускоряющих разложение загрязненных углеводами территорий (Alvarez, 2010) В контрольной почве другая структура микробного сообщества – как доминирующая ассоциация бактерий, так и набор индикаторных видов. Так, доминирующая ассоциация – это *Streptomyces* – *Propionibacterium*, т.е. тоже аэробно – анаэробная ассоциация актинобактерий, однако, стрептомицеты как аэробные целлюлолитики, а пропионобактерии – как анаэробные ферментаторы (бродильщики). Эта доминирующая ассоциация характерна для почвы территории, не подвергающейся загрязнению, и природному процессу трофических взаимоотношений в микробоценозе почв.

Среди индикаторных видов, характеризующих благоприятную экологическую обстановку, можно выделить ряд видов бактерий, которых намного меньше или они не отмечены в почве полосы отчуждения. Это *Aeromonas hydrophila* – факультативно-анаэробный вид, характерный для кишечного тракта земляных червей (Marialigeti, 1979), которых в почве полосы отчуждения в 5 раз меньше. Бактерии рода *Riemirella* часто ассоциируют с птицами, которые, по-видимому, не залетают в зону отчуждения. Из санитарно-индикаторных групп в почве «чистого» участка отмечено семейство *Enterobacteriaceae*, что характеризует антропогенное воздействие на эту почву.

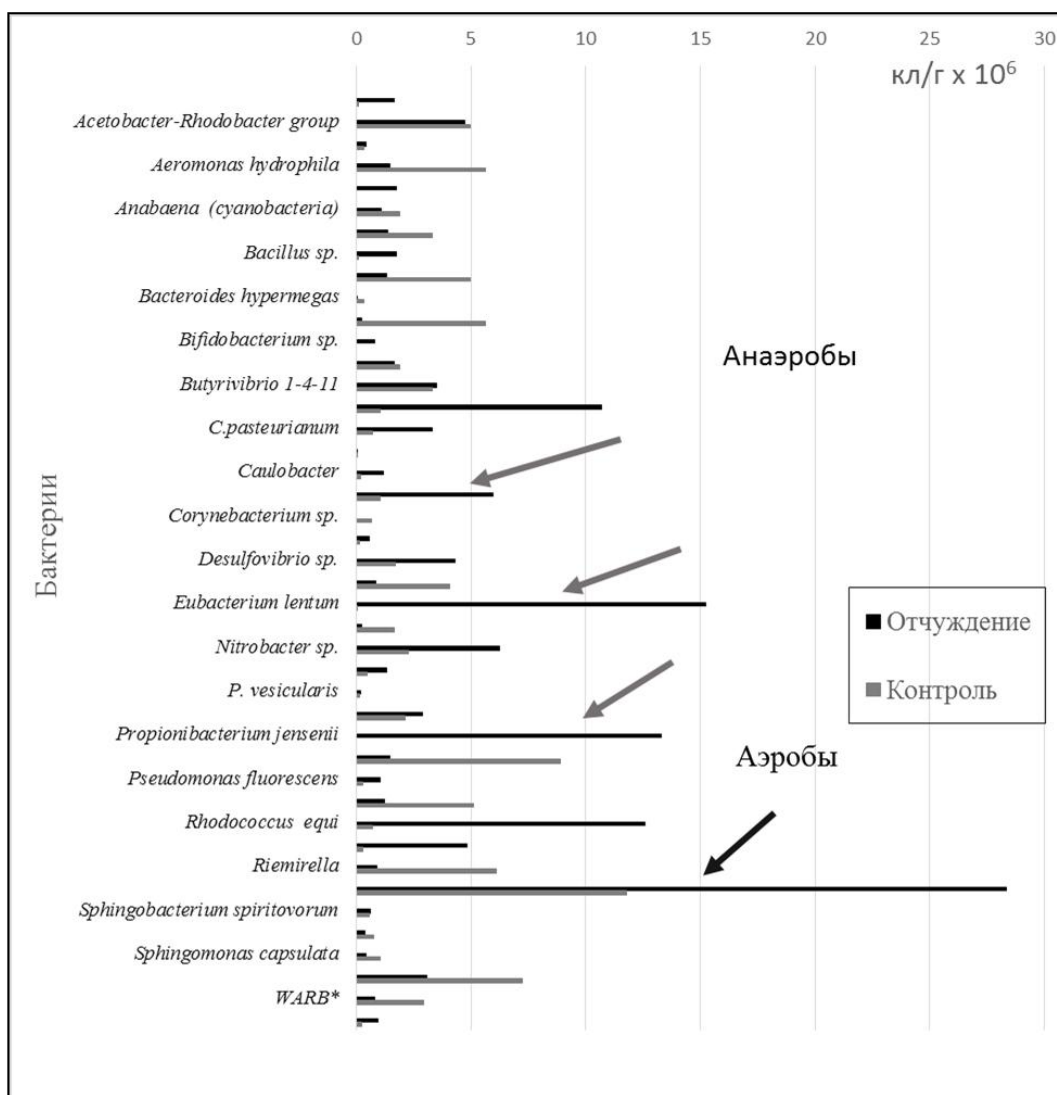


Рис. Структура сообщества бактерий в почве полосы отчуждения и на удалении 30 км от факела (контроль)

Таким образом, можно сделать вывод, что нефтяное загрязнение неблагоприятно влияет на структуру микробного пула, преобразуя его под нужды восстановления почвенных свойств, меняя виды в доминирующей ассоциации бактерий на виды, более приспособленные к биodeградации сложных углеводов, таких как бензапирен. Содержание НП – близкое к фону – не вносит значительного вклада в изменение микробного сообщества.

### Литература

Водянова М. А., Хабарова Е. И., Донерьян Л. Г. Эколого-гигиеническая оценка способов биоремедиации нефтезагрязненных почв селитебных территорий: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2013.

Околелова А. А., Куницына И. А. Состояние почвенного покрова территории нефтеперерабатывающих заводов // Известия Нижневолжского Агроуниверситетского Комплекса. № 3(19). 2010.

Осипов Г. А. Способ определения родового (видового) состава ассоциации микроорганизмов // Патент на изобретение № 2086642 от 10.08.1997. 12 с.

Сафаров А. М. Оценка и технология снижения негативного воздействия крупных нефтехимических комплексов на окружающую среду: Дис. ... д-ра техн. наук. Уфа, 2014.

Alvarez Hector M. Biology of Rhodococcus. Springer – Verlag Berlin Heidelberg, 2010.

Marialigeti K. On the community-structure of the gut-microbiota of *Eisenia lucens* (Annelida, Oligochaeta) // Pedobiol. 1979. V. 19. P. 231–220.

## **КОМПЛЕКС МИКРОМИЦЕТОВ В УРБАНОЗЕМАХ СЕВЕРНЫХ РЕГИОНОВ (НА ПРИМЕРЕ г. СЫКТЫВКАРА)**

***Ю. А. Виноградова, В. А. Ковалева, Е. М. Лаптева***

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, vinogradova@ib.komisc.ru*

В крупных городах-мегаполисах, особенно в промышленных центрах, происходит значительная деградация экологических функций городских почв. В связи с этим, важным является изучение биологического и биохимического состояния почвенного покрова городских почв и их изменений под влиянием деятельности человека. При максимальном химическом загрязнении почва теряет способность к продуктивности и биологическому самоочищению, происходит потеря экологических функций и деградация урбосистемы. Изменяется состав, структура и численность почвообитающих микроорганизмов (Корнейкова, 2012; Широких 2014; Шумилова, 2014).

Цель данной работы заключалась в оценке видового разнообразия и таксономической структуры микроскопических грибов, микробной биомассы и функционального разнообразия бактериальных сообществ в почвах г. Сыктывкара.

Исследования проводили на территории г. Сыктывкара. В качестве объектов исследования были выбраны почвы двух функциональных зон – рекреационной и транспортной, где в летний период 2013 г. был проведен отбор образцов из верхних (0–10 см) горизонтов почв для изучения их химических свойств и особенностей структуры микробных сообществ. Микробную биомассу определяли методом люминесцентной микроскопии, качественный и количественный состав микромицетов учитывали методом посева почвенной вытяжки на среду Гетчинсона и подкисленную среду Чапека (pH=4,5). Таксономическую принадлежность микроскопических грибов идентифицировали с использованием определителей, интерактивных «ключей» и информационного сайта интернет-ресурсов (<http://www.indexfungarum.org>). Функциональную активность бактериальных сообществ изучали методом мультисубстратного тестирования (Методика..., 2010).

В результате полученных данных был составлен общий список микромицетов, выявленных из почв рекреационной и транспортной зон г. Сыктывкара. Список насчитывает 40 видов микромицетов из 8 родов относящихся к отделам *Zygomycota* и *анаморфным грибам* (в том числе один «вид» стерильной формы мицелия). Среди представителей различных таксономических групп, входящих в состав комплекса почвообитающих микроми-



цетов, грибы отдела *Zygomycota* составляют относительно невысокий процент от общего числа видов – 10–15% (8 видов из 3 родов). Подавляющее число видов относится к анаморфным (несовершенным) грибам – 35 видов из 5 родов. Наибольшим количеством видов представлен род *Penicillium* – 24 вида (56%). Меньшим количеством видов характеризуются рода *Trichoderma* (6), *Mucor* (5), *Mortierella* (2) и *Cladosporium* (2). Микромицеты родов *Aspergillus*, *Geomyces*, *Umbelopsis* представлены единичными видами.

Сравнительный анализ микромицетного комплекса урбаноземов рекреационной и транспортной зон выявил четкие различия в их структуре и видовом разнообразии. Из почв рекреационной зоны города, характеризующихся более низким уровнем загрязнения, выделено 20 видов микромицетов из 5 родов. В составе комплексов микроскопических грибов преобладают представители р. *Penicillium* – 13 видов (65%), роды *Trichoderma* и *Mortierella* представлены 2 видами (10%), наименее представлены – роды *Geomyces*, *Cladosporium*. В составе комплекса микромицетов почв транспортной зоны также преобладают представители р. *Penicillium* – 21 вид (56%); р. *Mucor* – 6 видов (16%); р. *Trichoderma* – 5 видов (13%); р. *Cladosporium* – 2 вида (5%).

Сходство видового состава микромицетов рекреационной и транспортной зон по индексу Жаккара составляет 34,9%. В целом видовое разнообразие микромицетов в почвах транспортной зоны ( $H=2,62$ ) уступает по величине индекса Шеннона, рассчитанного для почв рекреационной зоны – 2,74. По частоте встречаемости комплекс микромицетов рекреационной и транспортной зон г. Сыктывкара представлен в основном случайными видами (13-33 вида). Условно-патогенными видами по определителю (Саттон и др, 2001) для этих зон являются – *Cladosporium cladosporioides*, *Cl. herbarum*, *Geomyces pannorum*, *Penicillium canescens*, *P. notatum*, *P. citrinum*, *Trichoderma viride*, *Mucor circinelloides*.

В структуре микробной биомассы исследуемых зон преобладают споры и мицелий грибов, с наибольшим содержанием в почвах транспортной зоны – 452 мкг/г и 788 мкг/г соответственно. В почвах рекреационной зоны концентрация грибной биомассы снижена в 1,8-2,6 раза. Почвы исследуемых функциональных зон незначительно различаются по величине бактериальной биомассы (2,9–4,3 мкг/г), что отражается и в сходстве уровня функциональной активности бактериальных сообществ почв города. Показатель метаболической работы (W) исследуемых почв составил близкие величины – 1943-2123.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Комплексной программы УрО РАН № 15-12-4-45 «Функционирование и эволюция экосистем криолитозоны европейского северо-востока России в условиях антропогенных воздействий и изменения климата» (Гр.11512151006).*

#### Литература

Корнейкова М. В., Евдокимова Г. А., Лебедева Е. В. Комплексы потенциально патогенных микроскопических грибов в антропогенно-загрязненных почвах Кольского Севера // Микология и фитопатология. 2012. Т. 46. Вып. 5.

Методика выполнения измерений интенсивности потребления тест-субстратов микробными сообществами почв и почвоподобных объектов фотометрическим методом: ФР.1.37.2010.08619., ПНД Ф Т 16.1.17-10. М., 2010.

Саттон Д., Фотергилл А., Ринальди М. Определитель патогенных и условно патогенных грибов. М.: Мир, 2001. 468 с.

Широких И. Г., Соловьева Е. С., Ашихмина Т. Я. Комплексы актиномицетов в почвах промышленной и селитебной зон Кирова // Почвоведение, 2014. № 2. С. 203–209.

Шумилова Л. П. Разнообразие и структура комплексов микроскопических грибов в почвах города Благовещенска // Микология и фитопатология. 2014. Т. 48. Вып. 4. С. 240–246.

## **ВЫДЕЛЕНИЕ ДИОКСИДА УГЛЕРОДА С ПОВЕРХНОСТИ БОЛОТНО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ СРЕДНЕТАЕЖНОЙ ВЫРУБКИ ЕЛЬНИКА**

*М. А. Кузнецов*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, kuznetsov\_ma@ib.komisc.ru*

В Республике Коми исследования по выделению диоксида углерода с поверхности почвы ельников проводились в старовозрастных фитоценозах, произрастающих как на автоморфных (Машика, 2006), так и на полугидроморфных (Кузнецов, 2010) почвах. Измерение эмиссии  $\text{CO}_2$  в результате антропогенных воздействий не проводились.

В результате рубки леса происходит резкое изменение экологических условий: удаление древостоя, формирование техногенного рельефа, увеличение освещенности и влажности, изменение суточной и сезонной амплитуды колебания температуры почвы и воздуха, уплотнение почвы, уменьшение лесной подстилки. Нарушение растительного и почвенного покрова, несомненно, оказывает влияние и на процесс выделения диоксида углерода с поверхности почвы. Эмиссия  $\text{CO}_2$  почвой вырубки определяется компенсацией уменьшения корневого дыхания и увеличением дыхания почвенной микрофлоры в связи с поступлением и разложением дополнительного органического субстрата в виде порубочных остатков.

Работа выполнена в Республике Коми на территории Чернамского лесо-экологического стационара Института биологии Коми НЦ УрО РАН (62°00' с.ш. и 50°30' в.д.). Исследования проводили в 2013–2014 гг. на пасечном и волочном участках вырубки ельника долгомошно-сфагнового на болотно-подзолистых почвах. Подробная характеристика объекта исследования приведена К. С. Бобковой и Н. В. Лихановой (2012). Концентрацию  $\text{CO}_2$  регистрировали воздушно-циркуляционной темной камерой с помощью анализатора LI-COR 8100 (LI-COR Biosciences, США).

Выделение  $\text{CO}_2$  с поверхности почвы вырубки ельника долгомошно-сфагнового в среднем за два года варьирует в широких пределах. Эмиссия диоксида углерода с поверхности пасечного участка в мае составляет 1,5–1,8 мкмоль  $\text{м}^{-2}\text{с}^{-1}$ , достигая максимума в июне – июле 4,3–5,8 мкмоль  $\text{м}^{-2}\text{с}^{-1}$ . В

осенние месяцы выделение углекислого газа с поверхности почвы вырубki составляло 0,7–1,6 мкмоль м<sup>-2</sup>с<sup>-1</sup>.

Волочный участок вырубki характеризовался более низкими потоками СО<sub>2</sub>, что объясняется неблагоприятным техногенным воздействием: отсутствием на нем лесной подстилки и уплотнением почвы. Эмиссия диоксида углерода в мае была в два раза ниже, чем с пасечного участка и составляла 0,7–0,9 мкмоль м<sup>-2</sup>с<sup>-1</sup>. К середине вегетации выделялось не более 3 мкмоль м<sup>-2</sup>с<sup>-1</sup>. В начале ноября эмиссия СО<sub>2</sub> была близка к пасечному участку: 0,8–1,1 мкмоль м<sup>-2</sup>с<sup>-1</sup>.

Таким образом, проведенные исследования позволили выявить закономерности динамики эмиссии углекислого газа с поверхности торфянисто-подзолисто-глеевой почвы вырубki ельника долгомошно-сфагнового. Большое влияние на процесс выделения СО<sub>2</sub> оказывают погодные условия вегетационного сезона и гидротермические особенности болотно-подзолистой почвы.

*Работа выполнена при финансовой поддержке гранта УрО РАН 15-12-4-39 «Трансформация биологического круговорота веществ в хвойных экосистемах европейского Северо-Востока после промышленных рубок».*

#### Литература

Бобкова К. С., Лиханова Н. В. Вынос углерода и элементов минерального питания при сплошнолесосечных рубках ельников средней тайги // Лесоведение. 2012. № 5. С. 44–54.

Кузнецов М. А. Динамика содержания органического углерода в заболоченных ельниках средней тайги. Автореф. дис. ... к.б.н. Сыктывкар, 2010. 20 с.

Машика А. В. Эмиссия диоксида углерода с поверхности подзолистой почвы // Почвоведение. 2006. № 12. С. 1457–1464.

## СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ МОНИТОРИНГА ПОЛЛЮТАНТОВ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

*М. А. Шумилова<sup>1</sup>, В. Г. Петров<sup>1</sup>, М. Г. Лебедева<sup>2</sup>, А. Р. Русских<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Институт механики УрО РАН, *mashumilova@mail.ru*

<sup>2</sup> ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии УР»

Методы мониторинга потенциально опасных промышленных объектов, как правило, не учитывают специфических особенностей поведения загрязняющих веществ (ЗВ) в окружающей среде, к которым относятся катионно-анионные обменные реакции в почвах и донных отложениях, диффузионные процессы, особенности миграции поллютантов в почвах под действием атмосферных осадков, динамика соотношений между подвижными и неподвижными формами ЗВ. Учет этих особенностей позволяет ввести новые принципы организации мониторинга поллютантов промышленных объектов, обладающих повышенной опасностью. В настоящий момент авторами разрабатывается метод контроля загрязняющих веществ в окружающей среде с использованием специальных устройств отбора проб, фиксирующих загрязнение,

минимизирующих воздействие некоторых природных факторов, что позволяет дать более верную картину техногенного воздействия (Петров, Шумилова, 2014).

Разработанный способ отбора проб природных объектов, подвергшихся воздействию ЗВ, с использованием специальных устройств был опробован для оценки загрязнения окружающей среды соединениями марганца и хрома в г.Воткинске (Шумилова и др., 2013). Марганец входит в состав некоторых присадок к бензиновым и дизельным топливам автотранспорта и может попадать в окружающую среду с выхлопными газами, эмиссия данного элемента в атмосферный воздух обусловлена также выбросами предприятий ТЭК и металлургической промышленности. Хром содержится в выбросах предприятий металлургической, машиностроительной и металлообрабатывающих отраслей. Для проведения мониторинга были выбраны 5 городских зон: 2 площадки были организованы вблизи федеральной автотрассы и городского транспортного узла; 3 площадки были установлены на территории игровых площадок детского сада. В этих точках пробоотбора с помощью бура были сделаны углубления в грунте, в которые помещались устройства для мониторинга. Мониторинг проводился с мая по сентябрь, по окончании которого устройства были извлечены, и в этих фильтрах определялось содержание марганца и хрома в качестве поллютантов. Анализ на содержание ионов металлов в атмосферном фильтрате проводили методом атомно-абсорбционной спектроскопии на приборе «Shimadzu-AA7000» по аттестованным методикам (Методика, 2005), результаты которого представлены в таблице.

Таблица

**Содержание соединений марганца и хрома,  
поступивших из атмосферы г. Воткинска с мая по сентябрь  
на площадки мониторинга окружающей среды**

Зона пробоотбора	1	2	3	4	5
Местоположение	ул. Азина, въезд в г. Воткинск площадка рядом с федеральной автотрассой	ул. Спор-та, д/с №1, игровая площадка 1	ул. Спор-та, д/с №1, игровая площадка 2	ул. Спор-та, д/с №1, игровая площадка 3	ул. 1 Мая, 103. дворо-вая пло-щадка ря-дом с транспорт-ным узлом
Концентрация Mn в фильтрате, $C_{Mn}$ , мг/дм <sup>3</sup>	0,0264	0,0012	0,0083	0,0086	0,0243
Количество Mn, выпавшего на площадку, мг/м <sup>2</sup>	3,678	0,167	1,156	1,198	3,386
Концентрация Cr в фильтрате, $C_{Cr}$ , мг/дм <sup>3</sup>	0,0058	0,0013	0,0012	0,0005	0,0013
Количество Cr, выпавшего на площадку, мг/м <sup>2</sup>	0,808	0,181	0,167	0,070	0,181

Полученные данные свидетельствуют, что зоны отбора городских проб (№1 и №5), расположенные рядом с федеральной трассой и на достаточно оживленном перекрестке городских автомагистралей, соответственно, подвергаются значительной техногенной нагрузке со стороны автотранспорта, в частности, в виде соединений марганца. Количество соединений хрома, поступившее в почвы детской городской площадки (зона №5), сопоставимо с содержанием данного элемента в аэрозолях воздуха над территорией городского детского сада. В точке пробоотбора №1 содержание ионов хрома в аэрозоле в 4,5–11,5 раз выше по сравнению с остальными исследуемыми площадками.

Таким образом, используя данные мониторинга, можно сделать вывод, что географическое расположение детского сада №1 и дворовой площадки по ул. 1 Мая, 103 и направление розы ветров позволяют минимизировать негативное воздействие со стороны промышленных предприятий на исследуемые городские зоны. Проходящие около точек пробоотбора №1 и №5 автотрассы резко увеличивают поступление ксенобиотиков в природные среды.

Проведенный экологический мониторинг атмосферных осадков г. Воткинска с использованием специальных устройств для отбора проб показывает, что участки для прогулок в детском саду испытывают меньшее негативное воздействие по сравнению с другими городскими зонами пробоотбора.

Предлагаемый метод позволяет определять количество опасных промышленных загрязняющих веществ, воздействующих на почву в форме аэрозолей из воздуха за рассматриваемый период. С помощью данного устройства можно определять количество поллютантов, находящихся в почве как в водорастворимом, так и нерастворимом состояниях.

### Литература

Методика количественного химического анализа. Определение As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn (кислоторастворимые формы) в почвах и донных отложениях атомно-абсорбционным методом. М-02-902-125-2005. С.-Пб, 2005.

Петров В. Г., Шумилова М. А. Устройство для мониторинга промышленного загрязнения почвы и грунтовых вод. Патент РФ на изобретение № 2595653, приоритет от 15.12.14.

Шумилова М. А., Садиуллина О. В., Лебедева М. Г., Петров В. Г. Распределение соединений марганца как поллютанта урбанотерриторий на примере городов УР // Вестник Удмуртского университета, серия «Физика и химия», 2013. Вып. 4. С. 33–38.

## СЕКЦИЯ 4 СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ. ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА

### РОЛЬ ОБРАЗОВАНИЯ В ФОРМИРОВАНИИ СОЦИАЛЬНО-УСТОЙЧИВОЙ ЭКОЛОГИИ

*А. К. Мурзалимова<sup>1</sup>, А. А. Рысмагамбетова<sup>1</sup>, Б. Н. Мынбаева<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Казахский национальный университет КазНУ им. аль-Фараби,  
murzalimova78@mail.ru, rys.aina@mail.ru*

<sup>2</sup> *Казахский национальный педагогический университет им. Абая,  
bmynbayeva@gmail.com*

Социум конца XX века и начала XXI века уже столкнулся с экологическими последствиями потребительского отношения человека к природе и окружающей среде. Можно определить 2 основные причины, приведшие уже к масштабным экологическим катастрофам: многолетняя разрушающая деятельность современного общества и небрежное потребительское отношение человека к природе. На наш взгляд единственный выход – это образование и воспитание подрастающего поколения в рамках соответствующего экологического поведения.

Проблема образования для устойчивого развития человечества в XXI веке фактически напрямую связана с формированием новой системы нравственных ценностей человечества, в том числе и в области экологии и охраны природной среды планеты. На сегодняшний день университеты и высшее образование играют немаловажную роль в формировании устойчивого развития страны, объединяя интересы основных участников социально-экономико-экологических процессов современности для создания общих ценностей социума и бизнеса (Беляева, Кривоносова, 2015). Переход на путь устойчивого развития человечества зависит не только от политических решений и средств для реализации этих решений, но и от профессиональных качеств специалистов и менеджеров, осуществляющих эти решения. Подготовкой таких специалистов, обеспечением научно-обоснованной информацией и распространением практического опыта в области устойчивого развития осуществляется в рамках образовательных процессов в различных структурах – университетах, некоммерческих организациях, на предприятиях.

Для решения поставленных задач необходимы разработка и совершенствование непрерывного экологического воспитания и образования. Следует выделить как формирование высокого экологического уровня сознания отдельных людей, также активное участие в развитии экологического образования социума в целом – деятельность такого социального института как университеты.

В университетах сосредоточены многие инновации, технологии и знания, необходимые для эффективного принятия управленческих решений, обеспечивающих оптимальное использование ресурсов и сохранение природных богатств. Образование способно изменить массовое сознание, ориентируя его на сохранение природных и культурных ценностей, гуманное отношение к природе, поиск компромисса там, где политические и экономические интересы вступают в конфликт с экологическими интересами социума и законами развития природы.

Высшее университетское образование может и должно внести существенный вклад в устойчивое развитие социума, так как занимает уникальное место в иерархии образовательных учреждений: вузы являются центрами, объединяющими молодое поколение и зрелых специалистов, здесь не только получают профессию, но и совершенствуют ее, обогащают новыми научными достижениями выбранную профессиональную область деятельности. Каждое высшее учебное заведение вносит свой вклад в развитие и обогащение системы образования для устойчивого развития общества в целом. Например, Ассоциация европейских университетов приняла Университетскую хартию по устойчивому развитию, в которой говорится: «Университеты будут поощрять междисциплинарные, построенные на основах сотрудничества образовательные и исследовательские программы по устойчивому развитию как часть своей центральной миссии. Университеты введут экологические перспективы во всю свою работу. Они создадут обучающие программы, обращенные к глобальным вызовам окружающей среды и развития и вовлекающие преподавателей, исследователей и студентов, независимо от профиля их преподавания, обучения и исследований» (Степанов, 2010; Марфенин, 2000).

Анализируя формы и их содержание, касающиеся перехода к устойчивому развитию, мы считаем, что для создания эффективного экологически устойчивого социума необходимы не просто высококлассные профессионалы, а личности, обладающие особыми качествами, например, имеющие активную личную и гражданскую позицию, чувство ответственности за собственную судьбу и развитие своего сообщества, желание активно участвовать в процессах принятия решений по управлению развитием в месте непосредственного проживания, в собственной стране и, наконец, в мире. Именно в университетах в период процесса получения новых знаний можно и нужно научить студентов новым экологическим ориентирам развития социума, способности самостоятельного пересмотра стереотипов и осознанного выбора системы ценностей, совершения действий, согласующихся с экологическими ограничениями, возникшими для устойчивого развития социума.

Подобных людей должны формировать университеты через внедрение новых образовательных программ. После получения дипломов, имея более широкие возможности партнерского взаимодействия в профессиональной сфере, такие граждане и специалисты должны войти в состав администраций, органов местного самоуправления, государственных и частных предприятий,

неправительственных организаций системы образования и науки, здравоохранения, а также средств массовой информации (Славинский, 2010).

Таким образом, мы видим в образовательном аспекте две генеральные линии: 1) необходимость внедрения идеологии устойчивого развития во все университетские специальности, а также в различные сферы деятельности социума; 2) необходимость формирования нового типа специалистов на базе новой парадигмы или идеологии, специалистов которые способны к решению социально-экологических задач, которые ставит перед обществом переход к устойчивому развитию.

Следовательно, для какой бы профессиональной деятельности мы не готовили студентов, магистрантов или докторантов, они должны обладать экологической этикой и экологической культурой. Можно сказать, что в высшей школе можно объединить передачу специализированных знаний, умений, навыков с формированием гуманного отношения к природе, целей и мотивов взаимодействия с ней, готовности выбрать экологически целесообразные стратегии собственной профессиональной деятельности. Экологизация социума как важная современная тенденция его развития реализуется через образовательные системы.

Социально-экологическое образование для устойчивого развития общества играет ключевую роль в обеспечении этого перехода: если будет обеспечено формирование таких черт и качеств личности, станет возможным формирование устойчивых сообществ, способных в длительной перспективе сохранять свои природные богатства и человеческий потенциал. Проанализируем, какие требования нужно предъявлять к будущему специалисту как активному участнику процесса построения устойчивого будущего. Поскольку авторы статьи являются непосредственными участниками образовательных программ, то мы согласны с авторами (Тажибаева, Полякова, 2014), которые в методической разработке по созданию «зеленого офиса» обосновывали основные знания и умения, необходимые для развития экологически устойчивого общества:

- Знать закономерности развития природы и общества, понимать опасность их нарушения, оценивать длительные перспективы развития, предвидеть отдаленные последствия.

- Владеть необходимой информацией для реального представления о том, какова ситуация в мире и месте, где он проживает.

- Быть способным выработать решения на базе междисциплинарного подхода, критически мыслить, планировать с учетом особенностей экологической, социальной и экономической ситуации территории, выявлять лучшую альтернативу развития.

- Уметь вести поиск консенсуса, принимать совместные решения с учетом интересов различных групп населения, которые обеспечат благо сообществу и сохранение окружающей природной среды.



– Обладать способностью творческого решения задач, умением генерировать идеи, превращать их в проекты, готовые к реализации и организовывать работы по достижению намеченных целей.

Таким образом, именно в университетах студенты могут приобщиться к научно-исследовательской работе, к творческому поиску решения проблем в области окружающей среды. Учебно-исследовательская деятельность обучающихся в университете обеспечивает формирование экологизации любой специальности. Следовательно, роль образования в формировании социально устойчивой экологии видится нам в расширении спектра педагогических условий, способствующих повышению экологической культуры студентов. В частности, следует поощрять междисциплинарные научно-исследовательские работы, имеющих экологическую направленность, а также проведение мероприятий по презентации экологических работ. Несомненно, дополнительным педагогическим условием повышения социально-экологической культуры учащихся будет создание экологической воспитывающей среды в нашем университетском городке КазНУ им. аль-Фараби. Поскольку именно педагогическая среда оказывает большое влияние на поведение личности, т. е. на проявление не только внутренней, но и внешней экологической культуры. Экологизированная педагогическая среда является условием и средством формирования экологичной личности студентов, магистрантов и докторантов.

### Литература

Беляева Ж. С., Кривоносова А. Г. Сущность и модели социальной ответственности в Университетах: мировой опыт и российская практика // Устойчивое развитие российских регионов: экономическая политика в условиях внешних и внутренних шоков. Сб. материалов 12 МНПК 17–18 апреля 2015, Екатеринбург, Россия. Екатеринбург: Изд-во УМЦ УПИ. 2015. С. 159–175.

Марфенин Н. Н. Экология и гуманизм // Россия в окружающем мире: 2000 (Аналитический ежегодник) / Под общей ред. Н. Н. Моисеева, С. А. Степанова. М.: Изд-во МНЭПУ, 2000.

Славинский Д. А., Черникова С. А., Ермаков Д. С. и др. Экологический след: учебно-методическая разработка // Устойчивое развитие: методические материалы в помощь педагогу. М.: Зеленый крест, 2010. Вып. 3. С. 3–70.

Степанов С. А. Образование для устойчивого развития: методологические, содержательные, организационные аспекты // Вестник РУДН, серия Психология и педагогика. 2010. № 2. С. 94–98.

Тажибаева Т. Л., Полякова С. Е. «Зеленый офис» учебного заведения: методические рекомендации. Алматы: Қазақ университеті, 2014. 28 с.

## К ИЗУЧЕНИЮ ЭКОЛОГО-СОЦИАЛЬНЫХ АСПЕКТОВ ФОРМИРОВАНИЯ СТАТУСА ЗДОРОВЬЯ СТУДЕНЧЕСКОЙ МОЛОДЕЖИ

*Ю. В. Швечихина, Г. Л. Рытов, Л. М. Кавеленова*  
*Самарский университет, biofak@samsu.ru*

Рассмотрение эколого-социальных проблем, связанных с изучением статуса здоровья, проводится достаточно широко для разных групп населения России и стран мира.

В самом широком толковании уровень здоровья – это совокупность усредненных демографических, медико-статистических, генетических, физиологических, антропометрических, иммунологических, нервно-психических признаков отдельных людей, составляющих общность. Совокупность указанных признаков позволяет судить о жизнеспособности изучаемой общности и ее работоспособности, физическом развитии, заболеваемости, средней продолжительности жизни членов общности, способности их к воспроизведению потомства (Громашевский, 2000). Что касается изучаемых групп населения, то в соответствии с принятым в социальных науках определением «под социальной группой необходимо понимать любую объективно существующую устойчивую совокупность людей, связанных системой отношений, регулируемых формальными или неформальными социальными институтами» (Социальные..., 2016). Рассматривая в данном ключе студенчество, контингенту учебных групп мы можем присвоить статус первичных социальных групп, а совокупности студентов вуза – статус вторичной социальной группы.

Термином «студенчество» обозначают социально-демографическую группу, которая характеризуется определенной численностью, половозрастной структурой, территориальным распределением; социально-психологическими характеристиками, особенностями социализации; занимающую определенное общественное положение и имеющую свои социальные роли и статус (Соломина, 2003). Первая отличительная черта студенчества как особой категории молодежи – организационное объединение благодаря институту высшего образования и получения профессиональной подготовки. Характер труда студентов заключается в систематическом накоплении, усвоении, овладении научными знаниями, умениями и навыками (компетенциями). Возрастные границы студенчества чаще всего определяются 18–25 годами. Студенчество отличается от других возрастных групп, а также от своих сверстников формами организации своей жизнедеятельности, концентрацией в крупных вузовских центрах, «локализацией» образа жизни в стенах вуза, студенческой группе, общежитии, относительной самостоятельностью в выборе способов деятельности в учебное и внеучебное время. Студенческая молодежь представляет категорию населения, которая в силу значительного образовательного уровня, активного трудоспособного возраста, динамичного

социального поведения в ближайшем будущем займёт место основной интеллектуальной и производительной общественной силы (Орлова, 1991).

Состояние здоровья студентов – не только важный индикатор общественного развития, отражение социально-экономического и гигиенического благополучия страны, но и мощный экономический, трудовой, оборонный и культурный потенциал общества (Экология..., 1994). Несмотря на устоявшееся мнение, что молодежь – наиболее здоровая категория населения, именно в студенческие годы наблюдаются самые высокие темпы роста заболеваемости практически по всем классам болезней (Семенов, 1998). Очевидна тенденция снижения уровня культуры здоровья параллельно со снижением уровня жизни студентов: самые низкие показатели наличия навыков поддержания здоровья (а также заинтересованности в них) у студентов из бедных и малообеспеченных семей. Это связано не только с уровнем дохода семьи, но и с ценностными представлениями о здоровье, с образом жизни семей, принадлежащих к разным социальным слоям (Яницкий, 1987). Повседневная учебная работа, зачётно-экзаменационные сессии с их интенсивной нагрузкой дважды в течение года, учебные и производственные практики – все это требует от учащихся и студентов не только усердия, но и хорошего здоровья, хорошей психофизической подготовленности. Изучение бюджета времени студентов показало, что общая нагрузка учебной работой, включая самоподготовку, в различных вузах, по факультетам и курсам в учебном году значительно колеблется. Время на учебные занятия и самоподготовку является наиболее стабильным и колеблется у отдельных молодых людей довольно существенно, занимая 3–5 ч, а в период сессии – 8–9 ч. Сумма учебного времени учащихся и студентов составляет в среднем 9–12 ч в день. Это значительная психофизиологическая нагрузка на организм молодого человека, которая показывает, что учебный труд является весьма напряжённым (Экология человека, 2001).

Важно заметить, что студенческий контингент группы, факультета, вуза лишь частично можно анализировать в соответствии с закономерностями популяционной экологии, рассматриваемые объекты могут считаться популяционными группами, сформировавшимися в силу выбора обучающимися данного вуза/специальности. При этом общности академических групп (курсов) практически «закрытые», их контингент в идеале сохраняется на протяжении периода обучения, параллельно изменяя свой статус. Напротив, общности студентов факультета (вуза) «открытые», ежегодно уменьшающиеся и пополняемые в границах определенной численности. Абсолютная возрастная структура студенчества дополняется наличием «возрастных групп» (курсов), как правило, равной численности (с допуском некоторых колебаний). Наконец, соотношение обучающихся по полу отражает традиционно сложившуюся картину, специфичную для различных факультетов.

В Самарской области студенчество представляет весомую группу населения, несмотря на отчетливую тенденцию к снижению численности в последние годы (рис. 1). Представленная нами в виде графика ситуация в разной степени остроты свойственна всем субъектам РФ и появляется для страны в

целом. Так, на начало учебного года 2005/06 в РФ обучалось по программам бакалавриата, специалитета и магистратуры 7064,6 тыс. человек, в 2014/15 их число составило 5209,0 тыс. чел. (Регионы России..., 2015).

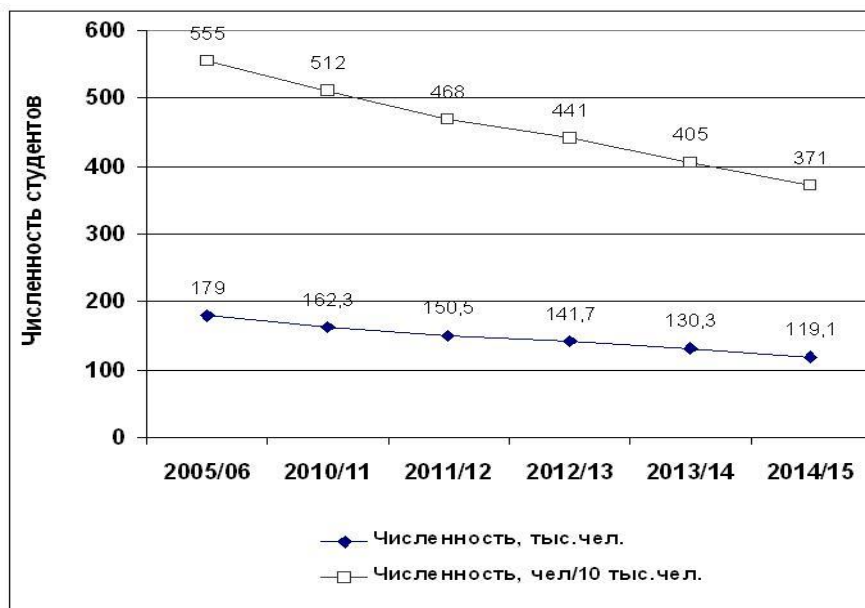


Рис. 1. Численность студентов Самарской области, обучающихся по программам бакалавриата, специалитета и магистратуры (на начало соответствующего учебного года) (Регионы России..., 2015)

Рассматривая проблемы качества здоровья студентов в ключе эколого-популяционного анализа, необходимо проанализировать значимость отдельных составляющих среды обитания, относящихся как к «предыстории» поступивших в вуз студентов (из сельской либо городской местности, из регионов с разным уровнем техногенной нагрузки и пр.), так и к изменениям статуса их здоровья за годы учебы, с учетом специфики выбранного направления подготовки.

В качестве примера продемонстрируем данные, относящиеся к биологическому факультету Самарского университета (рис. 2). Традиционным для нашего факультета является небольшое число юношей в группах. Для анализируемого контингента их доля составляет 16% в среднем (при максимуме 26 и минимуме 0%). Выбранная нашими студентами для обучения специальность не только позволяет им получить разнообразные знания по организации здорового образа жизни для себя и своих близких, но и готовит их к социальной роли проводника таких знаний в дальнейшем. Специфика половой структуры обучающихся гарантирует, что подобные знания могут быть с высокой эффективностью реализованы на этапе формирования семьи и появления детей.

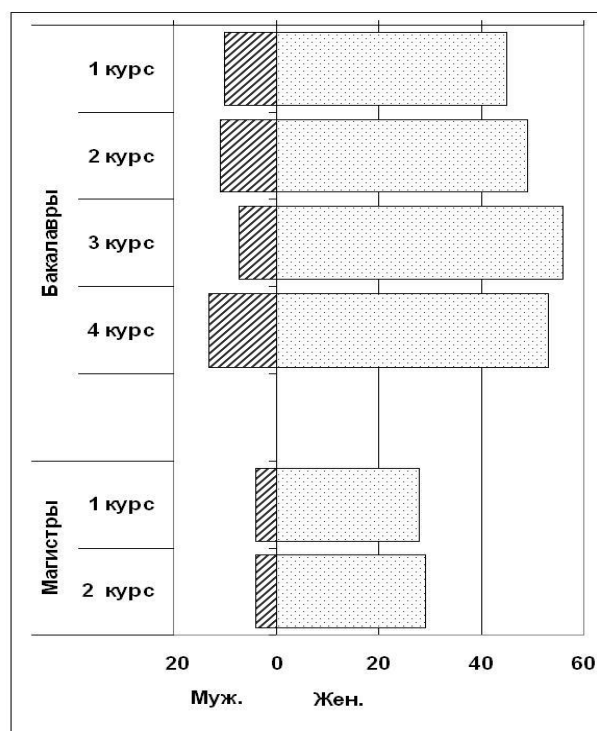


Рис. 2. Половая структура контингента студентов биологического факультета Самарского университета (на 2016/17 уч. год)

Как мы предполагаем, анализируя эколого-популяционные аспекты здоровья студентов, целесообразно осуществить формирование и последующую обработку «многослойной» базы данных, что позволит выработать комплекс дифференцированных по отношению к различным группам студенчества (адресных) мер управления формированием качества их здоровья, реализуемых в процессе вузовской подготовки специалистов. В ходе выполнения данного исследования мы планируем расширить круг анализируемого контингента, в том числе с учетом специфики различных направлений подготовки обучаемых в Самарском университете.

### Литература

- Громашевский Л. И. Общая эпидемиология. М.: Медицина, 2000. 230 с.
- Орлова Э. А Современная городская культура и человек. М.: Наука, 1991. 60 с.
- Регионы России. Социально-экономические показатели. 2015: Стат. сб. Росстат. М., 2015. 1268 с.
- Семенов В. Е. Социально-психологические аспекты экологии человека в большом городе // Экология человека в больших городах. Л.: Зоологический институт АН СССР, 1998. 160 с.
- Соломина О. И. Студенчество: историко-социологический анализ // Сб. науч. трудов. Серия «Гуманитарные науки». 2003. Вып. 10. Ставрополь: СевКавГТУ. С. 17.
- Социальные группы и квазигруппы. Классификация социальных групп [Электронный ресурс] [http://studopedia.ru/14\\_70385\\_sotsialnie-gruppi-i-kvazigruppi-klassifikatsiya-sotsialnih-grupp.html](http://studopedia.ru/14_70385_sotsialnie-gruppi-i-kvazigruppi-klassifikatsiya-sotsialnih-grupp.html) (15.09.2016)].
- Экология человека / Под ред. Б. Б. Прохорова. М.: Изд-во МНЭПУ, 2001. 80 с.
- Экология человека и перспективы цивилизации. М.: Мысль, 1994. 200 с.
- Яницкий О. Г. Экологические перспективы города. М.: Мысль, 1987. 120 с.

## ВНЕДРЕНИЕ СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРАКТИК НА ОТДАЛЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ И ТЕРРИТОРИЯХ, СОСЕДСТВУЮЩИХ С ОСОБО ОХРАНЯЕМЫМИ ПРИРОДНЫМИ ТЕРРИТОРИЯМИ

*Е. М. Мироненко<sup>1</sup>, О. М. Мироненко<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,  
rajana.mort@gmail.com*

<sup>2</sup> *Экологическая компания «Тайга», myfairplay@gmail.com*

XXI век характеризуется новой индустриальной реальностью, которая может быть охарактеризована как третья промышленная революция. За предельно короткий в историческом масштабе промежуток времени численность людей на планете выросла от десятков миллионов до семи миллиардов. Средняя продолжительность жизни человека увеличилась в два раза. Более того, впервые в истории человечество практически не испытывает нехватки пищи. Все это достигается беспрецедентным по историческим меркам использованием ресурсов.

Нельзя не заметить, что мышление человека понемногу переходит от мании бесконтрольного потребления к пониманию необходимости внедрения концепции устойчивого развития и бережному отношению к окружающей среде. В этом контексте социально-экологические практики приобретают особое значение для дальнейшего развития человечества.

Формирование социально-экологических практик, а также их масштабное распространение могли бы помочь в образовании экологической культуры в России, скорейшему переходу к «зеленой» экономике, а значит, к более высокому уровню жизни населения страны.

На территории России, ввиду размеров ее территории и ландшафтного разнообразия, существует большое количество населенных пунктов, которые территориально замкнуты, отдалены от крупных населенных центров или соседствуют с особо охраняемыми природными территориями. Экологическое просвещение, которое становится все более популярным в мегаполисах, практически никак не охватывает людей, живущих в таких малодоступных регионах, что приводит к экологическим проблемам на сопредельных природных территориях и внутри самих населенных пунктов. Чтобы снизить этот антропогенный стресс необходимо повсеместно внедрять социально-экологические практики.

*Цель работы* – применить социально-экологические практики энерго- и ресурсосбережения в программе экологического просвещения населения для уменьшения антропогенной нагрузки на заповедную территорию, на примере села Никольского острова Беринга Командорских островов.

Социально экологические практики – это системы индивидуальных и коллективных действий, обусловленных состоянием культуры и уровнем развития общества, изменением характера взаимодействия человека и общества

с природной средой, с целью восстановления разрушенных экосистем и сохранения существующих.

Заповедник «Командорский» – самый большой морской заповедник России. Площадь его охраняемой морской акватории более 3 миллионов гектаров. Заповедник расположен на Командорских островах и прилегающей акватории, в северной части Тихого океана, недалеко от полуострова Камчатка.

Вся хозяйственная деятельность осуществляется на острове Беринга. Данный остров разделен на 3 зоны: хозяйственная зона, где располагается село Никольское, в котором проживает около 700 местных жителей; буферная зона и ядро заповедника. Никольское – село, административный центр и единственный населённый пункт Алеутского района Камчатского края. Наибольшее количество экологических проблем сосредоточено в районе хозяйственной зоны, где сталкиваются интересы местных жителей и заповедника.

Надо также отметить, что отсутствие базовой системы обращения с отходами на острове, представляет опасность для здоровья населения, проживающего в селе Никольское, так как, являясь островными жителями, они потребляют продукты питания, добытые самостоятельно из прибрежных вод и рек. Основные продукты питания: мидии, различные моллюски, ламинария, лососевые.

Все вышеперечисленные виды способны накапливать в себе тяжелые металлы, а также другие загрязняющие вещества, выделяющиеся в окружающую среду при неправильной утилизации отходов. Так, например, в одних только мидиях можно зарегистрировать до 10 раз более высокие показатели тяжелых металлов, чем в окружающей их воде.

В связи с этим была обнаружена реальная необходимость создать на острове Беринга эффективную программу по внедрению социально-экологических практик, направленную на повышение социальной активности и экологической осознанности населения села Никольского. Данная программа была названа «Зеленые Командоры».

Миссия программы – экологическое просвещение населения и приобщение жителей села Никольского к природооберегающему образу жизни.

Программа направлена на:

1. Экологическое воспитание всех групп населения села Никольского, направленное на гармоничное взаимодействие человека и природы, повышение ответственности за состояние окружающей среды. Привитие навыков экологически-обоснованного отношения к природе.

2. Знакомство граждан с редкими и исчезающими видами растений и животных, а также эндемиками Командорских островов.

3. Развитие у населения экологической культуры.

4. Использование уникальных уголков природы острова Беринга для развития эстетических чувств у детей.

Программа «Зеленые Командоры» осуществляется по трем основным направлениям:

1. Экологическое просвещение. Работа с детской аудиторией.

2. Экологическое просвещение. Работа со взрослой аудиторией.

3. Комплекс предложений по энерго- и ресурсосбережению в селе Никольском, которые включают два направления: подготовка и внедрение раздельного сбора отходов в селе Никольском и предложения по мероприятиям, направленным на энергосбережение в селе.

Для распространения опыта, а также апробации некоторых мероприятий, которые не успели быть внедрены в селе Никольском, в 2015 и 2016 гг. был проведен ряд эколого-просветительских мероприятий в Москве.

Таким образом, разработанная программа предназначена для экологического просвещения населения села Никольского острова Беринга. В ее апробации принимали участие сотрудники отдела развития заповедника Командорский.

Работа над данной программой в селе Никольском показала глубокую заинтересованность жителей села в улучшении качества своей жизни на острове за счет раздельного сбора токсичных отходов, который был внедрен летом 2015 г. и пользуется на острове большим успехом.

Данная программа масштабируема и применима для других отдаленных и труднодоступных населенных пунктов, в том числе тех, которые граничат с особо охраняемыми природными территориями для снижения антропогенного стресса на ООПТ.

## **О ГАРМОНИЗАЦИИ ОБЩЕСТВЕННЫХ ИНТЕРЕСОВ ПРИ ИНВЕСТИЦИОННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ**

*Н. А. Бурков*

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Утверждение о зависимости экологической обстановки в будущем от «экологической чистоты» сегодняшних инвестиций является очевидным. Современные экологические проблемы во многом обусловлены грузом прошлого, когда вопросы охраны окружающей среды не учитывались при строительстве объектов капитального строительства. Поэтому процедуры учета экологических ограничений в инвестиционной деятельности имеют первостепенное значение.

И, несмотря на то, что со времени принятия первого закона «Об охране окружающей природной среды» (1991 г.), установившего основные требования к строительству и вводу в эксплуатацию законченных строительных объектов, прошло значительное время, на практике механизмы учета экологических ограничений дают сбои. Так было в г. Белая Холуница, где общественность в судебном порядке отстаивала экологические права путем запрета на строительство топливозаправки рядом с водоохраной зоной пруда. Так было в г. Советске, где на протяжении нескольких лет, с 2012 г. общественность противодействовала строительству полигона твердых бытовых отходов (ТБО). Так было в г. Малмыже, где администрация района под напором обществен-



ности отказалась от строительства полигона ТБО, проект которого был одобрен государственной экологической экспертизой. Так происходит и сейчас, когда инициативная группа граждан Слободского района начала протестную деятельность против строительства полигона ТБО. Очевидно, имеется необходимость анализа ситуации и выработки алгоритма действий по предотвращению таких коллизий.

Существует две стороны вопроса: правовая и социально-психологическая. Первая учитывается на всех стадиях инвестиционного процесса: от замысла проекта до его реализации. Вторая возникает на этапах оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) и общественных обсуждений проектов хозяйственной деятельности.

*Правовая сторона вопроса* означает соблюдение законодательства РФ в процессе проектирования и нового строительства объектов. Эта сфера деятельности регулируется нормами земельного, градостроительного и экологического (в том числе водного, о недрах, лесного и т. п.) законодательства.

Все участники, действуя кто в публичных, кто в собственных интересах, стараются следовать законодательству, избегая в связи с этим рисков его нарушения и финансовых потерь. Практика указывает, что источниками рисков нарушения закона могут быть недостаточно тщательно проведенные изыскательские работы (полигон ТБО в г. Советске) с последующим использованием ошибочных сведений при проектировании; неоднозначное толкование зон экологических ограничений и отличия в определении их границ в градостроительной и экологической документации (топливозаправка, г. Белая Холуница); ошибки участников инвестиционного процесса. Это за исключением возможных внеправовых действий. Кроме того, для экологически опасной деятельности крайне важной является норма об альтернативности вариантов достижения цели намечаемой деятельности, в большинстве случаев такая альтернативность связана с рассмотрением вариантов пригодных для строительства земельных участков. Изыскательские работы должны быть проведены в одинаковом объеме для всех вариантов размещения объекта. Практика подгонки выводов изысканий под желаемый для заказчика результат является порочной, в ряде случаев раскрывается в ходе ОВОС и экологической экспертизы и является одной из причин неприятия проекта.

*Социально-психологическая сторона вопроса* связана с необходимостью гармонизации интересов различных социальных групп. Именно игнорирование либо неучет интересов одной из сторон лежит в основе дальнейших конфликтов. Участниками (социальными группами), задействованными в инвестиционном процессе отмеченных объектов являлись следующие группы.

*Первая группа.* Инвесторы. Предпринимательский интерес заключается в максимизации экономического результата с минимальными расходами (в том числе, на изыскания, проектирование, технику защиты окружающей среды) на реализацию проекта. При этом часто игнорируется мнение четвертой группы (граждане), пожелания (требования) которой, как правило, влекут удорожание проекта. Практика инвестиционной деятельности, как отечест-

венная, так и зарубежная, указывает на готовность инвестора идти на компромисс, связанный с разумным удорожанием проекта за счет удовлетворения запроса других групп, как на основной путь в достижении успеха.

*Вторая группа.* Власть. Заинтересована в развитии бизнеса, увеличении занятости, расширении налогооблагаемой базы, экологической безопасности. При этом в случае невозможности удовлетворения всех интересов решение принимается в пользу варианта, обеспечивающего реализацию тех из них, которые представляются наиболее эффективными, с одной стороны, и (или) напрямую связаны с выполнением полномочий органов власти. Именно к таким объектам относятся полигоны ТБО, являющиеся одной из стадий обращения с ними, ответственность за которую возложена на органы местного самоуправления. От четкой работы органов местного самоуправления с гражданами в процессе процедур ОВОС (информирование, общественные обсуждения) нередко зависит результат всего инвестиционного процесса. Во всех упомянутых случаях органы местного самоуправления скорее противопоставили себя группе 4, чем были вместе с ней.

*Третья группа.* Государственные контролирующие органы (федеральные и областные структуры по регулированию использования окружающей среды, водных ресурсов, недр и т.п.). Их поведение определяется двумя факторами мотивации: с одной стороны, требованиями законодательства; с другой стороны, учетом мнения власти, выраженного явным или неявным образом, и направленность этих мотиваций не всегда совпадает. Причем степень учета мнения региональных властей государственными органами федерального (прямо не подчиненных областному Правительству) и субфедерального (входящих в структуру исполнительной власти области) уровня различна. Возможно, именно поэтому их мнения по экологическим аспектам инвестиционного процесса бывают диаметрально противоположными, что зафиксировано и в состоявшихся судебных решениях.

К этой же группе можно отнести различного рода специалистов-экспертов, так или иначе связанных с государственными органами. Наиболее представительной подгруппой из них являются члены экспертной комиссии государственной экологической экспертизы. Формально они являются независимыми квалифицированными в рассматриваемых вопросах специалистами и руководствуются исключительно законодательством РФ для объективной оценки объекта экспертизы. Фактически же существуют способы влияния на выводы экспертной комиссии, в первую очередь через подбор экспертов и председателя комиссии, ориентированных на заранее заданный результат. Подбор комиссии является важным не только с точки зрения ее квалификации, но и с психологической точки зрения: ее состав должен вызывать доверие всех групп участников. Поэтому деловая, профессиональная и моральная репутация членов комиссии должна быть безупречной, а председатель комиссии, помимо этого, должен владеть знаниями об объекте инвестпроекта на основе научной и (или) практической деятельности. Поэтому строгое соблюдение назначающим экспертизу государственным органом принципов закон-

ности, непредвзятости, объективности, презумпции потенциальной опасности объекта экспертизы является решающим условием для ее успешного проведения.

Другой подгруппой являются лица, привлекаемые сторонами для участия в общественном обсуждении проекта и (или) в общественной экологической экспертизе. В связи с тем, что эти специалисты приглашаются с заранее обозначенной целью (поддержать либо отклонить проект) они наименее объективны; в то же время в ряде случаев очень полезны, т.к. свежий взгляд на проблему может выявить ранее не замеченные, но существенные изъяны проекта. Были, однако, случаи, когда одно и то же авторитетное лицо изменяло ранее выданное положительное заключение по проекту на значительно более взвешенное после углубленного рассмотрения материалов.

*Четвертая группа.* Граждане (и их объединения). Эта группа является еще менее однородной, чем третья. Выраженными являются три подгруппы.

1. Лица, для которых новое строительство (даже если все законно) неприемлемо по различным причинам: не то место, не то время, не то количество и т. п. Это протестная группа лиц, выступающая против любого проекта, вносящего изменения в привычный уклад жизни.

2. Популисты. Лица, стремящиеся на протестных настроениях первой подгруппы сделать себе имидж защитников природы. Как правило, слабо разбирающиеся в специальных вопросах, но использующие знания и опыт других специалистов и владеющие психологическими приемами воздействия на людей.

3. Лица, действительно озабоченные экологическими последствиями инвестиционной деятельности. Эта группа, вникая в суть проектов, не доверяя (в ряде случаев обоснованно) государственным органам и их выводам, старается самостоятельно изучить проект и оценить последствия для окружающей среды доступными методами, в том числе с привлечением специалистов. Иногда она является инициатором общественной экологической экспертизы (например, полигон ТБО в г. Советске).

Отмеченные группы не являются равноправными с точки зрения влияния на решение о реализации проекта: наиболее существенные права имеют инвестор, орган публичной власти и государственный орган, назначивший государственную экологическую экспертизу.

По-нашему мнению, наиболее уязвимыми звеньями процесса принятия решения о реализации проектов, являются:

– недостаточная предпроектная (на уровне научных исследований и изысканий) проработка вопроса, дающая основание для сомнений в достоверности предусматриваемых проектом решений и являющаяся причиной разногласий по экологическим аспектам проекта;

– недостаточная проработка альтернативных вариантов строительства, в том числе путем рассмотрения других земельных участков либо нежелание инвестора (например, в г. Белая Холуница) рассматривать такие варианты;

– недостаточная и часто несвоевременная и формальная работа органов местного самоуправления с населением. Результатом являются протестные действия населения уже после того, как решение о реализации проекта принято, как это происходит в случае строительства полигона ТБО в Слободском районе;

– неготовность инвестора идти на компромисс путем удовлетворения запросов местного населения, в том числе социально-бытовых;

– ошибки и просчеты органов государственного управления природопользованием, в первую очередь областного уровня.

Эти ошибки и просчеты имеют прямое эколого-экономическое измерение: в г. Советске ТБО вывозят на не отвечающую никаким эколого-гигиеническим требованиям свалку при том, что затраты на проектирование и начало строительства составили более 4 млн. руб., бытовые отходы г. Малмыжа возят за 90 км (!) на полигон ТБО в г. Уржум, для топливозаправки в г. Белая Холуница пришлось искать другое место.

Следует отметить, что при всех имевшихся нареканиях на строительство объекта по уничтожению химического оружия в п. Марадыковский, большей части отмеченных недостатков удалось избежать (возможно, за счет масштаба и значимости проекта), поэтому проект был успешно реализован. Учет отмеченного опыта по гармонизации интересов различных групп заинтересованных лиц позволит успешно осуществлять новое строительство при обеспечении экологических прав граждан.

## **ПРОИЗВОДСТВО ЭКОЛОГИЧЕСКИ БЕЗОПАСНЫХ ПРОДУКТОВ ПИТАНИЯ НА СЕВЕРЕ В АРКТИКЕ**

*А. С. Пономарева*

*Институт социально-экономических и энергетических проблем Севера,  
Коми научный центр Уральского отделения РАН, anita-85\_07@mail.ru*

Социально-экономическое развитие региона может быть обеспечено только в том случае, если стратегическим приоритетом развития является социально значимая цель – повышение качества жизни населения.

Главными задачами в концепции качества жизни провозглашаются:

– обеспечение физического и морального здоровья общества;

– расширение употребления населением экологически безопасных продуктов питания;

– гармонизация условия труда и т. д.

Главными показателями качества жизни населения Севера являются *уровень здоровья и продолжительность жизни.*

Сегодня актуальнейшая задача государства – обеспечить россиянам, проживающим на Севере, привлекательную и комфортную жизнь.

Важным условием в повышении качества жизни и сохранения здоровья населения Севера и Арктики является сохранение продовольственной безо-

пасности, которая подразумевает доступность пищевой продукции для каждого жителя с учетом функциональных особенностей и потребностей организма человека (Саенко, 2013).

При выработке конкретных задач и способов решения проблемы по обеспечению населения арктических и приарктических районов Республики Коми продовольствием, необходимо учитывать его специфические особенности. К наиболее важным из них относятся:

- ограниченные возможности производства сельскохозяйственной продукции местного производства в силу экстремальных условий Севера и существенная зависимость обеспечения населения продовольствием от ввоза;

- отсутствие устойчивых связей с районами, которые производят больше местной сельскохозяйственной продукции;

- не широкий ассортимент потребляемых продуктов питания по сравнению с центральными и южными регионами страны, высокая доля консервированных продуктов, высокие затраты средств на транспортировку и время их доставки;

- очаговый характер расселения людей и трудности транспортировки продовольствия в глубинные деревни и села приарктических и арктических районов.

Необходимость производства сельскохозяйственной продукции на Севере и в Арктике, прежде всего, обусловлена решением проблемы продовольственной безопасности страны. Следует отметить, что, несмотря на высокую долю импорта в формировании продовольственного фонда, наша страна далека от обеспеченности жителей собственным продовольствием в соответствии с медицинскими нормами, особенно на северных территориях. В Республике Коми в 2014 г. потребление мяса на душу населения составило 106% от рациональных норм потребления, молока и молочных продуктов – 81, яиц – 102, овощей и бахчевых – 67, картофеля – 58%.

Присутствие местных продуктов питания на региональном и локальном продовольственном рынке препятствует монополизации этих рынков отдельными поставщиками продукции и является стабилизирующим фактором сдерживания цен на сельскохозяйственную и пищевую продукцию, завозимую на Север из других регионов и государств.

Вопрос перехода на экологические продукты сегодня актуален как никогда. В настоящее время мясомолочное производство особенно сильно подвергается воздействию различных химикатов и ГМО. Животных на традиционных фермах зачастую кормят антибиотиками вне зависимости от того, есть у них заболевание или нет, в их корм добавляют катализаторы роста, химические вещества, защищающие от паразитов и многие другие опасные препараты. В результате, этот коктейль попадает к Вам на стол вместе с молочными и мясными продуктами и нередко становится возбудителем многих болезней, например, повышенного кровяного давления.

Следует отметить, что Республика Коми располагает возможностями для производства органической продукции, от реализации которой можно по-

лучать своего рода рентный доход. Опыт ведения и преимущества северного сельского хозяйства для производства экологических продуктов питания успешно реализуют скандинавские фермеры.

Впервые в России на законодательном уровне понятие «органические продукты» было введено постановлением от 21.04.2008 № 26 «Об утверждении СанПиН 2.3.2.2354-08». Органическое сельское хозяйство практикуется в 160 странах мира. По данным Organic monitor лидирующими регионами производства органической продукции в мире являются Европа и Северная Америка (Марецкая, Омелай, 2013).

Экологически чистый продукт – тот, который получен на чистой территории без дополнительного применения минеральных удобрений, пестицидов и других техногенных воздействий; или это продукт, полученный из натурального сырья по современной технологии, обеспечивающей минимальное попадание в продукт других веществ, практически не содержащий посторонних включений.

На рисунках 1–3 показана динамика внесения органических и минеральных удобрений в приарктических и арктических районах республики Коми, где мы видим, что их внесение в разы уменьшилось или полностью отсутствует; наличие посевных площадей для сельскохозяйственных культур в приарктических и арктических районах республики имеется, эти факты уже позволяют вести речь о ведении органического сельского хозяйства на Севере.

Для ведения экологически безопасного сельского хозяйства необходимо полное использование природных механизмов регулирования в аграрной экосистеме, без использования которых невозможна защита растений, а это увеличение разнообразия видов в экосистеме, которая достигается за счет введения более разнообразных севооборотов; регулирования сорняков механическими методами; целенаправленной закладки живых изгородей и биотопов; рационального использования существующих экосистем. Многие из этих мероприятий отвечают целям защиты природы. Целесообразно использовать заболоченные участки или очень плохие почвы для экстенсивного ведения лугопастбищного сельского хозяйства, а не для распашки.

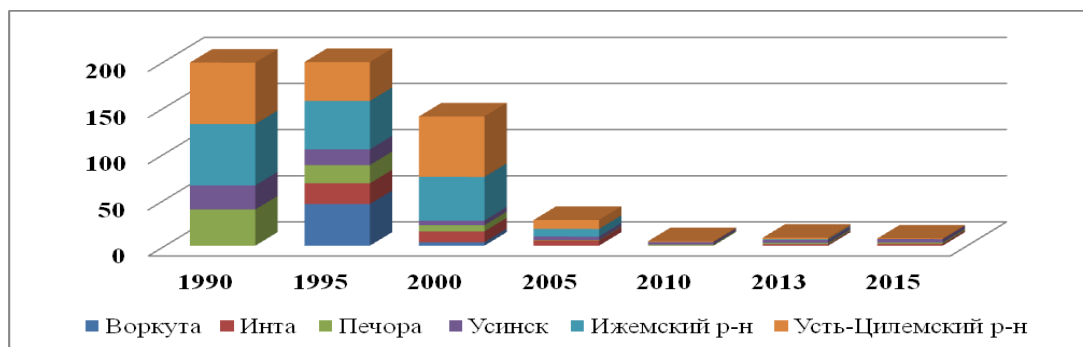


Рис. 1. Динамика внесения органических удобрений в приарктических и арктических районах Республики Коми всего, тыс. т

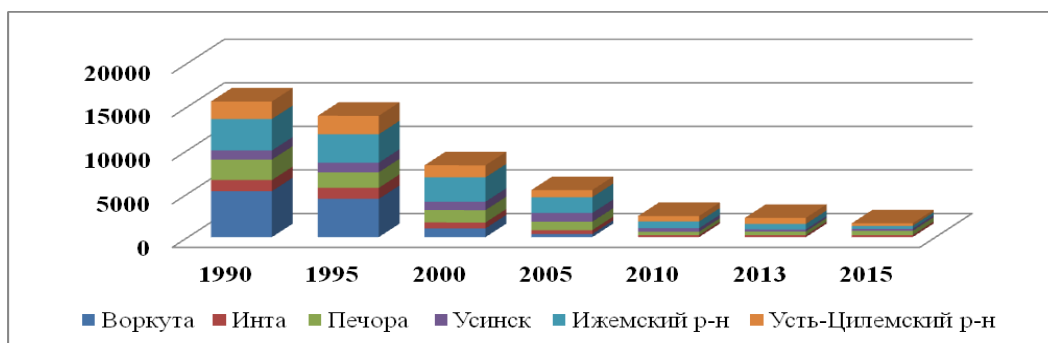


Рис. 2. Динамика внесения минеральных удобрений в приарктических и арктических районах Республики Коми всего, ц

По мнению некоторых специалистов и таких ученых как Н. И. Жукова, А. С. Мерзликина, З. В. Никитиной, М. Г. Колегова, В. А. Иванова, что практически всю производимую продукцию сельского хозяйства на Севере можно считать экологически чистой по сравнению с южными зонами России и европейскими странами, где применяется большое количество минеральных удобрений, разного рода пестициды, гербициды, химические средства защиты растений, выращиваются генетически модифицированные продукты.

Признанными лидерами среди стран, выпускающих экологически чистые продукты, являются Германия, Великобритания, Франция, США, Канада и Япония. По прогнозам, к 2020 г. объем мирового рынка экологической продукции достигнет оборота в 200–250 млрд долл. в год. У Республики Коми есть все возможности для развития органического сельского хозяйства для производства экологически безопасной продукции, некоторые проекты уже начали реализовываться, следует отметить, что эти проекты имеют большие финансовые затраты.

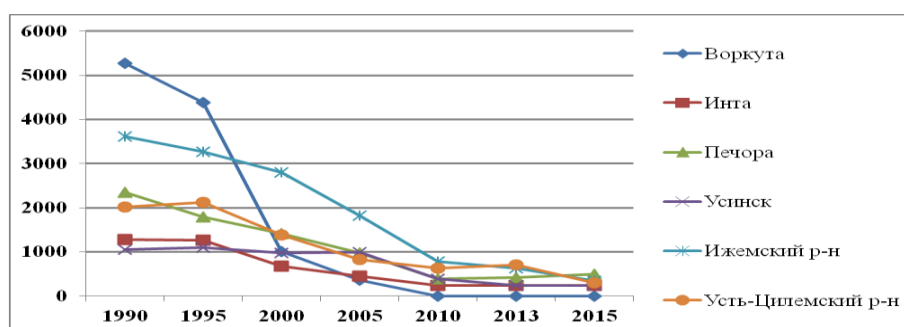


Рис. 3. Посевные площади сельскохозяйственных культур в хозяйствах всех категорий в приарктических и арктических районах Республики Коми, га

Республика Коми ориентируется на современные требования и стандарты по производству данной продукции и пытается реализовать проекты в сельском хозяйстве по производству экологически чистой продукции, которая находит свой сбыт не только на территории республики, но и за ее пределами.

Экономика северных территорий, требует поиска собственных инновационных ниш развития, а именно тех научных направлений, которые необхо-

димы для развития Севера и Арктики. Одно из главных научно-практических направлений – биотехнологии. Большие перспективы имеет развитие биотехнологий в профилактике и лечении заболеваний, использовании лекарственных растений и природных биологически активных добавок. В данном контексте традиционные знания северян приобретают практическую значимость.

Следовательно, основой сельского хозяйства, направленного на производство экологической чистой продукции, является аграрная наука, в частности селекционные достижения, изобретения, касающиеся возделывания сельскохозяйственных культур, содержания животных, технологии переработки продукции и т. д.

*Статья подготовлена в рамках Программы УрО РАН «Фундаментальные проблемы региональной экономики», проект «Управление продовольственной безопасностью арктических и приарктических территорий Европейского Северо-Востока» (№ 15-14-7-8).*

#### **Литература**

Колегов М. Г., Иванов В. А. Факторы и условия производства органической продукции сельского хозяйства в республике Коми (на примере продукции растениеводства). Сыктывкар, 2004. 177 с.

Марецкая В. Н., Омелай А. Ю., Тополева Н. О. К вопросу об органическом сельском хозяйстве // Север и рынок: формирование экономического порядка. Т. 3. № 34. С. 37–41.

Саенко М. Ю. Качество жизни и экономика устойчивого развития региона // Теория и практика общественного развития. 2013. № 6. С. 202–205.

### **ИССЛЕДОВАНИЕ НЕКОТОРЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ЧАЯ РАЗНЫХ ПРОИЗВОДИТЕЛЕЙ**

*Ю. В. Деньгина, А. А. Тюлькина, Л. В. Даровских  
Вятский государственный университет,  
dengina1996@mail.ru, albinatulkina077@gmail.com,  
larisa.darovskich@mail.ru*

На сегодняшний день чай является самым любимым напитком миллиардов людей во всем мире. Среди всех напитков по популярности чай занимает второе место после воды. Это поистине волшебный напиток, который наделен полезными свойствами. Чай дает нам заряд бодрости, бережет наше здоровье, помогает жить. Он верный друг человека от детства до старости (Кородецкий, 2005).

Для Кировской области характерны большие запасы дикорастущего Иван-чая. Вятский Иван-чай пользуется определенным спросом на территории всей России. Большое значение имеет выявление особенностей вятского Иван-чая по сравнению с чаем китайским и цейлонским. Систематические исследования в этом направлении являются актуальными, представляют практический интерес и коммерческое значение (Игошаев, 2009).



*Целью* исследования явилось изучение некоторых показателей качества Иван-чая, производимого в Кировской области из местного дикорастущего сырья.

В качестве *объектов* исследования были выбраны следующие виды травяного гранулированного чая (Деньгина, Тюлькина, Даровских, 2016):

– образцы под № 1–6 («Иван чай черный», «Иван-чай зеленый», сырье – кипрей узколистный, заготовленный на территории Кировской области в 2015 г., производитель ИП Онуфриенко «Чуваши хлеб», нумерация образцов идет в порядке возрастания времени их ферментации);

– чай «Июнь»; чай «Август», произведенные ИП Позолотина из кипрея узколистного, заготовленного на территории Кировской области в 2015 г.;

Для получения сравнительных данных параллельно с чаем из кипрея узколистного анализировались популярные сорта чая цейлонского и китайского:

– чай «Curtis» (цейлонский черный крупнолистовой, 100 г);

– чай «Зелёный дракон» (китайский, зелёный байховый, крупнолистовой с жасмином, 100 г).

База проведения исследований – химико-аналитическая лаборатория ВятГУ.

Определение титруемой кислотности основано на титровании исследуемого раствора раствором гидроксида натрия в присутствии индикатора фенолфталеина (ГОСТ 25555.0-82).

Таблица

**Определение титруемой кислотности, танина, аскорбиновой кислоты**

Названия чаев	Титруемая кислотность, % (в пересчете на яблочную кислоту)	Содержание танина, %	Содержание витамина С в мг/г
Чай № 1	2	11,1	2,3
Чай № 2	1,3	5,5	2,4
Чай № 3	1,8	12,5	2,3
Чай № 4	1,7	8,2	2,3
Чай № 5	1	11,1	2,4
Чай № 6	1,1	5,5	2,4
Чай «Июнь»	1,7	16,6	2,6
Чай «Август»	1,8	15,2	2,7
Чай «Curtis»	1,8	16,5	2,4
Чай «Зеленый дракон»	1,4	29,3	2,9

Из таблицы видно, что наибольшая общая кислотность характерна для образцов чая № 1, 3, 4, чай «Июнь», «Август» – кипрей узколистный; «Curtis» – китайский чай. Наименьшее содержание органических кислот у чаев из кипрея узколистного № 2, 5, 6 и китайского чая «Зеленый дракон». Содержание кислот в продукте зависит в основном от сроков заготовки сырья. Для чая поздних сроков заготовки характерна более высокая кислотность.

Метод определения танина основан на его окислении перманганатом калия при участии индигокармина в качестве индикатора (ГОСТ 19885-74).

Чай является источником содержания 15–30% танина. Многие исследователи раньше считали, что в таком напитке присутствуют обычные танины, однако это не так. Чайный танин – *теотанин* имеет другую структуру, нежели его синтетический аналог и прочие дубильные кислоты из растений. Именно теотанин дает чаю приятную терпкость, которая создает его основной вкус. В таблице представлены экспериментальные данные о величине танина различных образцов чая. Из таблицы видно, что содержание танинов в стандартном приготовленном настое чая из кипрея узколистного у образцов № 2, 4, 6 (кипрей узколистный) уступает содержанию этого вещества в китайском чае («Зеленый дракон») – 29,3%. Такие значения танина можно объяснить тем, что сырье отбиралось в разное время или тем, что чай имеет слишком крупный лист.

Содержание биологически активных веществ (танинов) и минорных соединений (органических кислот) в кипрейном чае существенно зависит от сроков заготовки сырья: максимальное накопление танинов характерно для кипрея, заготовленного в июне – начале июля (чай «Июнь»), к концу сроков вегетации содержание танина в сырье уменьшается (чай «Август»), а содержание кислот увеличивается. Согласно полученным данным наибольшее содержание танина характерно для кипрея, заготовленного в июне – первой половине июля, а максимальное количество органических кислот накапливается в сырье в конце срока вегетации.

Метод определения аскорбиновой кислоты основан на окислении аскорбиновой кислоты йодом (титриметрический метод анализа).

Чай является источником витамина С (3–7 мг/г). Он сохраняется в чайных листьях только при грамотном заваривании. В свежих листьях содержится в четыре раза больше витамина С, чем в соке апельсина или лимона. Зеленый чай содержит в десять раз больше аскорбиновой кислоты, нежели черный. Витамин С способствует повышению иммунитета, скорейшему заживлению ран, также он стабилизирует психическое состояние, принимает участие в кроветворении и метаболизме. В таблице представлены экспериментальные данные о величине витамина С различных образцов чая. Из таблицы видно, что наибольшее значение аскорбиновой кислоты у китайского чая (зеленый чай) – 2,9 мг/г, наименьшее значение у образцов № 1, 3, 4 (кипрей узколистный). Содержание аскорбиновой кислоты в иван-чае примерно соответствует показателю, установленному для китайского чая.

Небольшое содержание аскорбиновой кислоты в чае и иван-чае можно объяснить тем, что в процессе переработки чайного листа большая ее часть теряется, либо находится в связанном состоянии. Чем выше степень ферментации иван-чая, тем ниже содержание в продукте аскорбиновой кислоты.

Таким образом, установленные показатели иван-чая могут иметь существенное значение для оптимизации сроков заготовки сырья для производства иван-чая.

### Литература

Барабанов Е. И. Ботаника: Учебник для студ. высш. учеб. заведений. М.: Издательский центр «Академия», 2006. 448 с.

ГОСТ 19885-74 Чай. Методы определения содержания танина и кофеина.

ГОСТ 25555.0-82 Продукты переработки плодов и овощей. Методы определения титруемой кислотности.

Игошаев Е. В., Трапезникова Н. Н., Чирков Н. В. Как исследовать качество чая // Химия в школе. 2009. № 10. С. 64–68.

Кородецкий А. Лопух, целитель и его друзья. Подорожник. Мать-и-мачеха. Иван-чай. Крапива Спб: Питер, 2005. 92 с.

Морщинкина В. С., Даровских Л. В. Исследование качества кефира разных производителей // Экология родного края: проблемы и пути решения. Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием 28–29 апреля 2016. Киров, 2016.

## ХИМИКО-АНАЛИТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПИЩЕВОЙ ЦЕННОСТИ КЕФИРА РАЗНЫХ ПРОИЗВОДИТЕЛЕЙ

*В. С. Морщинкина, Л. В. Даровских*  
*Вятский государственный университет,*  
*victoria\_sergeevna@inbox.ru ,larisa.darovskich@mail.ru*

Кефир – кисломолочный продукт, произведенный путем смешанного (молочнокислого и спиртового) брожения с использованием закваски, приготовленной на кефирных грибах, без добавления чистых культур молочнокислых микроорганизмов и дрожжей (ГОСТ 31454-2012). Кефир вырабатывают из пастеризованного молока с применением закваски из кефирных грибов, вызывающих молочно – кислое и спиртовое брожение. Кефир содержит 2,8–3,0% белка, 3,8–4,1% углеводов. Энергетическая ценность 100 г кефира 30–56 ккал (Матюхина и др., 1998).

Пищевая ценность кисломолочных продуктов определяется в основном содержанием в них белков, жиров, кальция, фосфора и витаминов А, β-каротина и В<sub>2</sub>. Однако ценность кисломолочных продуктов заключается также в том, что они содержат в своем составе микроорганизмы и продукты их жизнедеятельности, которые угнетают гнилостные бактерии в желудочно-кишечном тракте человека. Этому же способствует молочная кислота, которая, снижая рН среды, также препятствует деятельности гнилостных микроорганизмов (Скурихин и др., 1991).

Кефир способен благоприятно влиять на состав микроорганизмов в кишечнике, то есть обладает пробиотическим действием. Кефирные грибки представляют собой союз множества организмов, молочнокислых стрептококков и палочек, уксуснокислых и ароматобразующих бактерий и дрожжей. Благодаря такому богатому сочетанию кефир может восстанавливать микробиоценоз в кишечнике и блокировать появление патогенной флоры. Лечебные свойства основаны на бактерицидности молочнокислых микроорганизмов по отношению к возбудителям некоторых желудочно-кишечных заболеваний и туберкулеза. Так что, выпивая 2 стакана кефира в день можно преду-

предить появление кишечных инфекций, а также расправиться с дисбактериозом, который могло вызвать, например, употребление антибиотиков. Полезные свойства кефира заметно превосходят аналогичные свойства других кисломолочные продуктов, не говоря уже о молоке, которое не усваивается организмом взрослого человека.

Полезен кефир при лечении ожирения, атеросклероза, гипертонии и диабета, при заболеваниях печени. Он возбуждает аппетит, утоляет жажду, хорошо усваивается организмом (Матюхина и др., 1998).

*Целью работы* было химико-аналитическая оценка пищевой ценности кефира разных производителей.

*Объектами исследования* явились: кефир «Вятушка» (Производитель ЗАО «Кировский молочный комбинат», г. Киров, 2,7% жирности), кефир «Рыжий кот» (Производитель ООО «Котельничский молочный завод» г. Котельнич, 2,5% жирности), кефир «Красногорский» (Производитель Кировская обл., Кирово-Чепецкий район, Пасеговское сельское поселение, 2,5 % жирности), кефир «Соц пакет» (Производитель Кировская обл., Кирово-Чепецкий район, Пасеговское сельское поселение, 2,5% жирности)

Были проведены эксперименты по определению основных показателей качества кефира (Морщинкина, Даровских, 2016). Для выполнения данной работы были отобраны методики, которые позволяют сделать заключение по показателям о качестве кефира, а именно: содержание сухого вещества, кислотность, наличие фермента пероксидазы и содержания массовой доли белка в кефире.

Определение содержания сухого вещества проводилось методом, основанным на высушивании навески исследуемого продукта при постоянной температуре (ГОСТ 3626-73). Определение кислотности проводилось методом, который основан на нейтрализации кислот, содержащихся в продукте, раствором гидроксида натрия в присутствии индикатора фенолфталеина (ГОСТ 3624-92).

Анализ на содержание фермента пероксидазы в кефире проводился методом разложения перекиси водорода ферментом пероксидазой, содержащейся в молоке и молочных продуктах. Освобождающийся при разложении перекиси водорода активный кислород окисляет иодистый калий, освобождая иод, образующий с крахмалом соединение синего цвета (ГОСТ 3623-73).

Определение массовой доли белка проводилось модифицированным методом формольного титрования, который основан на нейтрализации карбоксильных групп моноаминодикарбоновых кислот белков раствором гидроксида натрия, количество которого, затраченное на нейтрализацию, пропорционально массовой доле белка в молоке (ГОСТ 25179-90).

Модифицированный метод формольного титрования (СТБ 1598-2006, приложение А) позволяет выполнять измерения без использования блока автоматического титрования (Сырчина, 2016).

Определение сухого вещества показало, что все исследуемые продукты соответствуют ГОСТу, так как полученные результаты и расчеты входят в интервал по норме (табл. 1).

Определение кислотности показало, что все объекты кислотность в норме, значит, соответствуют ГОСТу (табл. 2).

По результатам анализа был сделан вывод о том, что в исследуемых продуктах фермента пероксидазы не содержится, так как цвет не изменился (табл. 3).

В ходе определения массовой доли белка в кефире показало, что результат чуть ниже нормы (табл. 4). Это может быть связано с тем, что мы не включили в расчетную формулу поправочный коэффициент, который рассчитывается методом Кьельдаля.

Таблица 1

**Определение содержания сухого вещества в кефире**

«Вятушка»,%	«Рыжий кот», %	«Красногорский»,%	«Соц пакет», %	Норма, %
12,89±0,12	12,75±0,13	12,76±0,13	12,65±0,12	12,5–13,2

Таблица 2

**Определение кислотности в кефире**

«Вятушка», °Т	«Рыжий кот», °Т	«Красногорский», °Т	«Соц пакет», °Т	Норма, °Т
102,50±1,28	98,50±1,24	100,00±1,25	97,50±1,22	85–130

Таблица 3

**Определение содержания фермента пероксидазы в кефире**

«Вятушка»	«Рыжий кот»	«Красногорский»	«Соц пакет»	Норма
цвет не изменился	цвет не изменился	цвет не изменился	цвет не изменился	пероксидаза не допускается

Таблица 4

**Определение массовой доли белка в кефире**

«Вятушка»	«Рыжий кот»	«Красногорский»	«Соц пакет»	Норма, %
2,83±0,15	2,69±0,15	2,78±0,15	2,78±0,15	3,0

Таким образом, в ходе исследований не было выявлено отклонений от значений ГОСТ, следовательно, исследуемые продукты являются качественными и соответствуют ГОСТу.

**Литература**

ГОСТ 31454-2012. Кефир. Технические условия. Введен 2013-07-01. М.: Стандартинформ, 2014.

ГОСТ 3626-73 Молоко и молочные продукты. Методы определения влаги и сухого вещества. Введен 1974-07-01. М.: Стандартинформ, 2009.

ГОСТ 3624-92. Молоко и молочные продукты. Титриметрические методы определения кислотности. Введен 1994-01-01. М.: ИПК Издательство стандартов, 2004.

ГОСТ 3623-73. Молоко и молочные продукты. Методы определения пастеризации. Введен 1976-01-01. М.: ИПК Издательство стандартов, 2004.

ГОСТ 25179-90. Молоко. Методы определения белка. Введен 1991-01-01. М.: Стандартиформ, 2009.

Морщинкина В. С., Даровских Л. В. Исследование качества кефира разных производителей // Экология родного края: проблемы и пути решения. Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием 28–29 апреля 2016. Киров, 2016.

Матюхина З. П., Королькова Э. П. Товароведение пищевых продуктов: Учеб. для нач. проф. образования. М.: ИРПО, Изд. центр «Академия», 1998. 178 с.

Скурихин И. М., Нечаев А. П. Все о пище с точки зрения химика: Справочное издание. М.: Высш. шк. 1991. 157 с.

Сырчина Н. В. Химия пищевых продуктов: Учебно-методическое пособие. Киров: ВятГУ, 2016. С. 49–52.

## **ИЗУЧЕНИЕ ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ МОЛОТОЙ БЕРЕСТЫ В ПИЩЕВОМ ПРОИЗВОДСТВЕ**

*А. В. Варанкина, Н. В. Сырчина*

*Вятский государственный университет, nvms1956@mail.ru*

Важнейшим экономическим и природным ресурсом Кировской области является лес. Более 62% территории области покрыто лесами. По объемам заготовки древесины Кировская область входит в число крупнейших производителей европейской части страны. Существенную долю в общем объеме лесозаготовок занимает береза. Практическое применение находит освобожденная от коры стволовая березовая древесина, сама кора чаще всего считается отходом, вывозится в отвалы и сжигается. Масса коры составляет 10–15% от общей массы заготовленной древесины. Таким образом, безвозвратно теряются сотни тонн перспективного для химической переработки сырья.

Одним из направлений переработки березовой коры является выделение из нее биологически активных веществ (БАВ), находящих применение главным образом в фармацевтике и косметологии (Кузнецова, 2013). Наибольшее содержание БАВ характерно для наружных слоев бересты. Выделяемые из бересты БАВ, используются при лечении многих заболеваний, в том числе сахарного диабета. Экстракты бересты проявляют антиоксидантные, противовоспалительные, противоопухолевые, противоязвенные, противовирусные, антибактериальные, гепатопротекторные, иммуномодулирующие свойства (Лигостаева, 2015; Кузнецова, 2013; Коваленко, 2009). Основным действующим веществом берестяных экстрактов является бетулин – пентациклический тритерпеновый спирт лупанового ряда, состав которого соответствует молекулярной формуле  $C_{30}H_{50}O_2$ .

Экспериментальные исследования показывают, что бетулинсодержащие экстракты бересты могут найти применение и в пищевом производстве, особенно в производстве продуктов питания для больных диабетом 2-го типа. Бетулинсодержащие экстракты улучшают качество хлебобулочных изделий и препятствуют окислительной порче жиров (Веселова, 2014; Базарнова, 2011).

Несмотря на высокую эффективность, широкое внедрение бетулина в практику пищевого производства ограничивается высокой стоимостью этой добавки.

Следует отметить, что выраженной биологической активностью обладает не только бетулин, но и другие компоненты бересты, в том числе дубильные вещества, сапонины, эфирные масла, флавоноиды, кумарины,  $\beta$ -ситостерин и др. (Лигостаева, 2015). Все эти вещества теряются при выделении и очистке бетулина. В отходы переходит и комплекс дефицитных в питании современного человека балластных веществ, которые можно отнести к пищевым волокнам (целлюлоза, лигнин, суберин, пентозаны и др.). Более рациональным и менее затратным направлением переработки березовой коры могло бы стать использование в пищевом производстве цельной молотой бересты, однако этот продукт имеет выраженный горький вкус, что резко ограничивает возможность его практического использования.

Горький вкус березовой коре придают содержащиеся в ней терпены, тритерпеновые сапонины, алкалоиды, гликозиды, дубильные вещества (полифенольные окисляемые соединения), кумарины. Растворимость этих соединений зависит от природы и состава растворителя.

*Цель* исследования состояла в изучении возможности устранения горького вкуса березовой коры с помощью безопасных для здоровья растворителей и экстрагентов.

Для того чтобы удалить горькие компоненты из размолотой бересты необходимо было решить следующие *задачи*:

- подобрать безопасные растворители и экстрагенты, позволяющие извлечь из коры горечи различной химической природы;
- определить наиболее эффективный режим извлечения из коры горьких компонентов;
- разработать оптимальные методы предварительной подготовки сырья и удаления из обработанного сырья остатков используемых растворителей.

В качестве *объектов* исследования использовались размолотая береста, просеянная через сито с размером ячеек 0,25 мм и береста после экстракции примерно половины, содержащегося в ней бетулина этиловым спиртом.

Для извлечения из бересты горечей применялись вода, этиловый спирт, водные растворы пищевой соды, аммиака, гидроксида натрия, соляной, уксусной и лимонной кислот.

Размолотая береста практически не смачивается водой, что существенно осложняет возможность проведения экспериментальных исследований. Для обеспечения смачиваемости использовался прием предварительной обработки размолотой бересты водным раствором этилового спирта.

Экстрагирование горьких компонентов проводилось при нагревании до 60, 80 и 100 °С.

Следует отметить, что при обработке размолотой бересты растворами экстрагентов происходит сильное набухание сырья. Фильтрование набухших суспензий представляет большую проблему, поскольку происходит быстрое забивание пор фильтра, и фильтрование прекращается даже в условиях ва-

куума. Выполненные экспериментальные исследования показали, что для разделения твердой и жидкой фаз набухшей суспензии бересты можно использовать нетканый материал из полипропилена плотностью 60 г/м<sup>2</sup> в два сложения. Полипропиленовые фильтры позволяют проводить фильтрование с достаточной скоростью и с минимальными потерями твердой фракции.

Высушивание обработанной бересты проводилось в термостатируемых условиях при температуре 105 °С.

Вкус полученного продукта определялся органолептическим методом.

В результате выполненных исследований удалось разработать способ существенного снижения горького вкуса размолотой бересты и бересты после частичной экстракции бетулина. Добавка полученного продукта в хлебопекарную муку в количестве до 5% позволяет получить хлеб, в котором горький вкус практически не ощущается.

Содержание бетулина в бересте обычно варьирует в пределах от 10 до 40%, то есть в 1 г бересты содержится в среднем 0,25 г бетулина. Рекомендуемый уровень потребления бетулина в качестве биологически активной добавки составляет 40 мг/сут. (Электронный лекарственный справочник). Такое количество бетулина содержится в 0,16 г березовой коры. 50 г хлеба, выпеченного из муки с добавкой 0,6% молотой бересты, обеспечивает суточную норму потребления бетулина. При таком содержании березовой коры горький вкус пищевого продукта совершенно не ощущается. В случае использования для обогащения хлеба бересты после частичного извлечения из нее бетулина, массовая доля добавки должна составлять 1,5–2,0% от массы муки.

Таким образом, молотая береста и береста после частичной экстракции бетулина этиловым спиртом могут быть использованы в качестве добавки в хлебобулочные изделия и другие пищевые продукты.

Включение молотой бересты в дозировке 0,5–1,0% в состав пищевых продуктов повышает их биологическую ценность, продлевает сроки хранения и не отражается на вкусе.

Молотая береста обладает выраженными эмульгирующими свойствами. Добавка бересты в состав сдобного теста позволяет заметно улучшить его структуру и повысить качество кондитерских изделий.

### Литература

Базарнова Ю. Г. Биологическая активность сухого экстракта бересты и его применение в масложировых продуктах // Научный журнал НИУ ИТМО. Серия «Процессы и аппараты пищевых производств». 2011. № 2. С. 32–39.

Веселова А. Ю. Использование «Бетулинсодержащего экстракта бересты» в производстве хлебобулочных изделий диабетического назначения // Вестник НГИЭИ. 2014. № 4. С. 18–24.

Коваленко Л. П. и др. Изучение противоаллергенного действия бересты экстракта сухого с содержанием бетулина не менее 70% // Химико-фармацевтический журнал. 2009. Т. 43. № 2. С. 43–47.

Кузнецова С. А. и др. Выделение бетулина из бересты березы и изучение его физико-химических и фармакологических свойств // Химия растительного сырья. 2013. № 2. С. 93–100.



Лигостаева Ю. В. Фармакогностическое исследование бересты и перспективы ее использования в медицине: Диссертация на соискание ученой степени кандидата фармацевтических наук. Новосибирск. 2015. 192 с.

Электронный лекарственный справочник ГЭОТАР [Электронный ресурс] <http://www.lsgeotar.ru/betulin-1317.html#group>].

## **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РИСОВОЙ ШЕЛУХИ И ОТХОДОВ СТЕКЛА ДЛЯ ПРОИЗВОДСТВА ПОРИСТЫХ МАТЕРИАЛОВ**

*Н. В. Сырчина, О. С. Харина*

*Вятский государственный университет, nvms1956@mail.ru*

В России, как и во всем мире, проблема переработки вторичного сырья становится все более острой и актуальной. По прогнозам Минприроды России к 2020 г. объем переработки отходов в нашей стране должен увеличиться втрое. В 2015–2016 гг. был принят ряд решений, направленных на активизацию переработки отходов непосредственно на предприятиях, на создание новых перерабатывающих мощностей и нового экологического бизнеса в области утилизации отходов. В число отходов, обязательных для утилизации, включено и стекло. С 1 января 2018 г. отходы стекла нельзя будет направлять на полигоны для складирования. Успешное решение выдвинутой проблемы невозможно без разработки новых перспективных направлений рационального использования соответствующего вторичного сырья.

Целью работы стало изучение возможности использования отходов стекла (стеклянная тара) для создания безопасных дешевых негорючих пористых материалов, обладающих тепло- и шумоизолирующими свойствами, а также высокой химической устойчивостью. Технология новых материалов должна быть простой, малозатратной и пригодной для реализации на небольших предприятиях.

Для выполнения экспериментальных исследований использовалось следующее сырье:

- отходы стекла (бой стеклянной тары);
- рисовая лузга (трудно утилизируемый отход производства риса);
- кремнистая опока Каменнаярского месторождения (Астраханская область, Черноярский район);
- жидкое стекло (силикат натрия).

*Общая характеристика сырья, используемого для получения пористого материала*

1. *Стекланный бой.* Стекланный бой представляет собой один из самых сложных для утилизации отходов. Как в нашей стране, так и за рубежом возникает множество проблем, связанных с вторичной переработкой изделий из стекла. Отходы стекла чрезвычайно устойчивы во внешней среде и представляют большую опасность для животных, которые могут пораниться об острые стеклянные осколки. В общем количестве твердых бытовых отходов доля

стекла достигает 5–15%, т. е. в расчете на одного человека в год образуется до 50–100 кг этого отхода (Пузанов, 2004; Белокопытова, 2006).

Включение отходов стекла в состав сырья для получения пористых материалов позволяет оптимизировать процесс силикато и стеклообразования при спекании и снизить общие энергозатраты на реализацию процесса.

2. *Рисовая лузга.* В отличие от других отходов растительного происхождения рисовая шелуха характеризуется высоким содержанием кремнезема и выраженной абразивностью, что ограничивает возможность ее использования в кормопроизводстве. Неочищенный рис содержит до 20% рисовой шелухи, т. е. ежегодно в РФ образуется до 200 тысяч тонн этого отхода (Темердашев, 1999). Проблема рациональной переработки рисовой лузги до настоящего времени не решена.

Рисовая шелуха включается в состав шихты в качестве выгорающей добавки для создания пористой структуры материала в процессе обжига. В отличие от других выгорающих органических добавок (опилки, солома и т.п.) при сгорании рисовой шелухи образуется зола, состоящая в основном из кремнезема (тридимит и кристобалит). Включение рисовой шелухи в состав шихты позволяет улучшить свойства пористого материала и снизить температуру процесса, поскольку при выгорании и пиролизе органических веществ шелухи, выделяются монооксид углерода и углерод, восстанавливающие соединения Fe (III) до более легкоплавких соединений Fe (II).

3. *Кремнистая опока.* Кремнистая опока представляет собой осадочную горную породу пористого строения. Богатые месторождения опоки имеются во многих регионах России. Общие запасы этого материала в нашей стране достигают 2,5 миллиардов кубометров. Кремнистая опока устойчива к действию кислот, не размокает в воде, имеет благоприятный для создания строительных материалов химический состав и не проявляет токсичных свойств. Основным компонентом, образующим эту горную породу, является аморфный кремнезем, обеспечивающий способность материала к спеканию при обжиге (Котляр, Талпа, 2007). Несмотря на огромные запасы и ценные свойства, практическое использование кремнистой опоки до настоящего времени весьма ограничено.

4. *Силикат натрия (жидкое стекло).* Жидкое стекло в виде 30% раствора включалось в состав шихты в качестве связующего компонента.

Получение пористого материала включало следующие стадии:

1. Измельчение компонентов (стекло, рисовая лузга, опока) и разделение их на фракции.

2. Дозирование и смешивание компонентов.

3. Формование образцов прямоугольной формы (вручную).

4. Спекание образцов в муфельной печи.

5. Испытание полученных образцов.

Состав шихты подбирался таким образом, чтобы готовый материал имел равномерную пористость и достаточную прочность.

Для обжига сформованные заготовки помещались на металлические листы, присыпанные тонким слоем толченого мела (для предотвращения прилипания) и накрывались вторым металлическим листом.

Обжиг заготовок проводился в муфельной печи при температуре 800 °С в течение 60 минут.

Испытания полученных образцов проводились согласно общепринятым методам (Методы ..., 2007).

В ходе исследований установлено, что наилучшие по характеристикам образцы получаются при использовании гранул опоки и стекла размером 0,5–0,25 мм. В процессе обжига объем образцов увеличивался в 1,5–2 раза (в зависимости от содержания и степени измельчения рисовой шелухи). Свойства получаемого материала (пористость, прочность) определялись составом шихты, способом предварительной подготовки сырьевых компонентов и условиями спекания.

Образцы полученного пористого материала выдерживали нагрузку до 10 кг/см<sup>2</sup>. Плотность материала составляла 900–950 кг/м<sup>3</sup>.

Образцы не проявляли признаков разрушения при выдерживании как в пресной, так и в соленой воде, а также в растворе серной, соляной и азотной кислот.

Полученный пористый материал легко поддавался механической обработке (сверление, распиливание).

Полученные образцы по внешнему виду напоминали пемзу и имели достаточно равномерную пористость. Средний размер пор составлял 1–3 мм (рис.).



Рис. Образец полученного пористого материала

Таким образом, результаты выполненных исследований показывают, что производство пористых силикатных материалов на основе кремнистой опоки позволяет рационально утилизировать отходы стекла и рисовую лузгу. Производство таких материалов не требует сложного оборудования и может быть организовано на малых предприятиях. Получение 1 т пористого материала позволяет утилизировать до 200 кг отходов стекла и до 100 кг рисовой лузги.

#### Литература

Белокопытова А. С. Разработка процессов утилизации стеклобоя путем создания композиционных материалов: Дис. ... канд. техн. наук. М., 2006. 221 с.

Котляр В. Д., Талпа Б. В. Опоки – перспективное сырье для стеновой керамики // Строительные материалы. 2007. № 2. С. 31–33.

Методы определения основных свойств строительных материалов: методические указания к лабораторным работам / Сост. Ю. И. Довбня, Л. А. Аниканова, Е. П. Соловьева. Томск: Изд-во Том. гос. архит.-строит. ун-та, 2007. 23 с.

Пузанов А. И. Утилизация стеклобоя путем получения пеносиликатного теплоизоляционного материала: Дис. ... канд. техн. наук. Пермь, 2004. 226 с.

Темердашев З. А. Разработка и экологоаналитическое обеспечение термических схем утилизации рисовой лузги: Дис. ... д-ра хим. наук. Краснодар, 1999. 328 с.

## **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ГЛАУКОНИТОВЫХ ПЕСКОВ ДЛЯ СТАБИЛИЗАЦИИ АММИАЧНОЙ СЕЛИТРЫ**

*Н. В. Сырчина, Н. Н. Богатырёва*

*Вятский государственный университет,  
nvms1956@mail.ru, bogatyreva\_n1994@mail.ru*

Аммиачная селитра является одним из самых дешевых азотных минеральных удобрений. При относительно низкой стоимости это удобрение характеризуется наиболее высоким содержанием действующего вещества, благодаря чему пользуется высоким спросом, как на внутреннем, так и на мировом рынке. Выпускаемая в России аммиачная селитра имеет высокое качество и относительно низкую цену, благодаря чему успешно конкурирует с зарубежными аналогами. Для защиты своего рынка от конкуренции с российскими поставщиками зарубежные страны начали вводить ограничения на импорт концентрированной аммиачной селитры. Основным предлогом для ограничения импорта стала потенциальная взрывоопасность и возможность применения этого продукта для изготовления взрывчатых составов. Данный факт стал основанием для того, чтобы поместить аммиачную селитру в список взрывчатых веществ, что и сделали Китай, Бразилия и Филиппины. Потенциальная взрывоопасность аммиачной селитры существенно сократила для российских производителей зарубежные рынки сбыта. С 2008 г. в Европейских странах стали действовать ограничения на поставки аммиачной селитры, содержащей более 28% азота. В результате экспорт в Европу отечественной селитры, содержащей 34% азота, оказался закрытым. В нашей стране также принимаются определенные меры по ограничению экспорта аммиачной селитры в страны, в которых ведутся боевые действия или внутривнутриполитическая ситуация характеризуется высоким уровнем террористической активности (Информационное письмо, 2014).

В связи с этим поиск рациональных способов снижения взрывоопасности аммиачной селитры и повышения ее агрохимических характеристик представляют большой практический интерес. Успешное решение этих проблем может способствовать повышению конкурентоспособности, производимых в РФ минеральных удобрений и более активному продвижению их на мировой рынок.

В настоящее время для снижения взрывоопасности аммиачной селитры наиболее часто используются добавки известняка, мела, хлорида или сульфата калия и некоторые другие минеральные компоненты (Кропачева, 2016).

Целью работы стало изучение возможности и целесообразности гранулирования аммиачной селитры в смеси с глауконитовым песком Верхнекамского фосфоритного рудника.

Выбор добавки обусловлен следующими факторами:

- глаукониты являются хорошими сорбентами, способными поглощать и удерживать газы, выделяющиеся при разложении аммиачной селитры (снижение угрозы взрыва);

- глауконитовые пески обладают комплексом ценных агрохимических свойств, позволяющих использовать их в качестве эффективных мелиорантов (Мешков, 2009; Алиев, 2001);

- благоприятный гранулометрический состав глауконитовых песков позволяет снизить затраты на предварительную подготовку сырья;

- глауконитовые пески проявляют выраженные ионообменные свойства и являются эффективными сорбентами, благодаря чему удается снизить экологические свойства почв и обеспечить высокое качество и урожайность выращиваемых культур (Григорьева, 2004);

- глаукониты способны активно сорбировать и связывать воду, что предотвращает слеживаемость аммиачной селитры;

- Кировская область обладает большими запасами этого сырья. За годы работы Верхнекамского фосфоритного рудника в отвалах накоплены миллионы тонн глауконитовых песков, не находящихся практического применения.

В настоящее время имеются убедительные данные, подтверждающие целесообразность применения глауконитов в практике земледелия. Установлено, что внесение глауконитовых песков в разовых дозах 15-20 т/га приводит к увеличению содержания в почве доступных форм калия, фосфора и серы, что способствует повышению урожайности сельскохозяйственных культур (Алиев, 2001).

Следует отметить, что состав и свойства глауконитовых песков различных месторождений характеризуются высокой вариабельностью. Особенности глауконитов многих перспективных месторождений достаточно подробно изучены, однако данных о составе и характерных свойствах глауконитовых песков Верхнекамского фосфоритного рудника в опубликованных источниках крайне недостаточно. Известно, что содержание глауконита в глауконитовых песках Верхнекамского фосфоритного рудника изменяется от 19 до 70% и в среднем составляет 51,5%. Песок содержит примесь фосфоритов мелких фракций. Цвет – темно-серый, почти черный.

Для выполнения экспериментальных исследований использовались глауконитовые пески Верхнекамского фосфоритного рудника и гранулированная аммиачная селитра производства ОАО «Кирово-Чепецкий Химический Комбинат» ОАО «КЧХК». Содержащие подвижного фосфора в глауконитовых песках составляло 6,1 мг/дм<sup>3</sup>.

Измельчение и смешивание компонентов выполнялось вручную. Состав смеси рассчитывался таким образом, чтобы содержание азота в готовых высушенных гранулах составляло 27–28%.

Для гранулирования использовалась паста, состоящая из аммиачной селитры, просеянного через сетку (0,25x0,25 мм) глауконитового песка и воды. Смесь нагревалась до 135 °С и пропусклась через колеблющееся решето с ячейками 2x2 мм так, чтобы гранулы упали с высоты 1 м на поддон, в котором осуществлялся процесс окатывания. Окатанные гранулы помещались в сушильный шкаф для удаления влаги до остаточной влажности не более 1%.

Массовая доля аммиачной селитры и азота в готовых гранулах определялись согласно ГОСТ 14839.3-69.

Прочность гранул измерялась в кг на гранулу. Гранула устанавливалась между двумя керамическими плитками. На верхнюю плитку помещался груз различной массы. Фиксировалась масса груза, при которой происходило разрушение гранул удобрений.

В ходе эксперимента установлено, что глауконитовый песок легко смешивается с аммиачной селитрой с образованием пасты. Для приготовления стабильной композиции, пригодной для формования гранул, необходимо строго контролировать влажность и температуру состава.

Стабилизацию (сушку) гранул следует проводить при относительно низких температурах. Повышение температуры до 100 °С приводит к нарушению однородности гранул, поскольку поверхность гранул покрывается белыми кристаллами нитрата аммония. Для увеличения скорости высушивания гранул можно применять прием активного вентилирования сушильной камеры.

Полученные в ходе эксперимента гранулы имеют темно-серый цвет и выдерживают нагрузку не менее 2 кг на гранулу.

При попадании в воду гранулы самопроизвольно рассыпаются в течение 1–2 минут, при этом нитрат аммония переходит в раствор, а вспомогательный компонент (глауконитовый песок) остается в осадке.

Гранулы аммиачной селитры с добавкой глауконитового песка не проявляют признаков слеживания или разрушения при хранении в открытом виде в помещении в течение 6 месяцев. Гранулы чистой аммиачной селитры в аналогичных условиях начинают разрушаться и комковаться.

Выполненные исследования позволяют сделать вывод о том, что глауконитовые пески Верхнекамского фосфоритного рудника, содержащие 50% глауконита, могут быть использованы в качестве добавки для стабилизации аммиачной селитры.

### Литература

Алиев Ш. А. Научное обоснование применения местных агроруд в качестве удобрений в земледелии Среднего Поволжья: Дис. ... д-ра с. -х. наук. Казань, 2001. 270 с.

ГОСТ 14839.3-69. Взрывчатые вещества промышленные. Метод определения массовой доли аммиачной селитры.

Григорьева Е. А. Сорбционные свойства глауконита Каринского месторождения: Дис. ... канд. хим. наук. Челябинск, 2004. 140 с.

Информационное письмо Федеральной службы по техническому и экспортному контролю от 24 июля 2014 г. «Об особенностях осуществления внешнеэкономических сделок с аммиачной селитрой».

Кропачева М. В., Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н. Использование нейтрализованных шахтных шламов в качестве стабилизатора аммиачной селитры // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. (28–29 апреля 2016 г.). Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 29–32.

Мешков В. Н. Урожайность и качество картофеля в зависимости от применения глауконита и минеральных удобрений в Липецкой области: Дис. ... канд. с.-х. наук. Воронеж, 2009. 162 с.

## **ПРИМЕНЕНИЕ ТОРФОГЕЛЯ ДЛЯ ПРОИЗВОДСТВА ОРГАНОМИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА ОСНОВЕ ФОСФОРИТОВ ВЕРХНЕКАМСКОГО РУДНИКА**

*Н. В. Сырчина, Е. Е. Татарина*  
*Вятский государственный университет,*  
*nvms1956@mail.ru, ElenaWisokoram@yandex.ru*

Важнейшей задачей практической агрономии является поиск методов оптимизации минерального питания выращиваемых сельскохозяйственных культур, позволяющих сохранить экологическое равновесие почвенных систем. Одним из основных элементов минерального питания растений является фосфор. Органические и минеральные соединения этого элемента обычно широко представлены в почвах, однако большинство из них содержат фосфор в недоступных или мало доступных для растений формах.

Данные Государственной агрохимической службы свидетельствуют о том, что 24% почвенного покрова сельхозугодий Кировской области характеризуются низким содержанием подвижного фосфора и 20% – низким содержанием обменного калия (Чемоданов, 2015). Для восполнения почвенного плодородия необходимо регулярное внесение основных элементов минерального питания в виде соответствующих удобрений. Несмотря на большую потребность пахотных земель в минеральных удобрениях уровень их внесения в почву остается крайне недостаточным. Особенно это касается фосфорных удобрений. По экспертным оценкам потребность земледелия России в фосфорных удобрениях находится на уровне 9–10 млн. т  $P_2O_5$  в год, вместе с тем, объемы вносимых в почвы фосфорных удобрений не обеспечивают восполнение выносимого с урожаем фосфора (Самсонова, 2001). Дефицит фосфора приводит к существенному снижению урожая и ухудшению его качества (Алиев, 2001). Особенно опасен недостаток фосфора в первые фазы развития и роста растений. В связи с этим поиск методов снижения себестоимости фосфорных удобрений за счет использования для их получения местных фосфоритов имеет для земледелия России большое экономическое значение (Титова, 2005).

Самым дешевым фосфорным удобрением является фосфоритная мука. В Кировской области находится одно из самых крупных в России месторождений фосфоритов – Вятско-Камское месторождение. Фосфоритная мука, производимая на основе Вятско-Камских фосфоритов, содержит до 23% фосфора (в расчете на  $P_2O_5$ ) и ряд ценных микроэлементов (молибден, цинк и др.). Главным недостатком фосфоритной муки является низкая доступность соединений фосфора. Только в условиях кислых почв фосфор, содержащийся в фосфоритной муке, переходит в доступную для растений форму.

На подвижность фосфора в почвах существенное влияние оказывают такие факторы, как кислотность почвенного раствора, температура, содержание органических веществ, внесение физиологически кислых минеральных удобрений (нитратов, хлоридов, сульфатов), наличие подвижных форм тяжелых металлов и алюминия, способных связывать фосфаты в недоступные для растений формы. Исследования в направлении поиска малозатратных способов повышения биодоступности фосфора и повышения агрохимической эффективности фосфоритной муки представляют большой практический интерес.

*Цель исследования:* изучить возможность и эффективность использования фосфоритной муки Верхнекамского фосфоритного рудника для производства гранулированных комплексных минеральных удобрений (КМУ), обогащенных гуминовыми веществами.

При разработке состава КМУ основное внимание обращалось на такие показатели, как цена сырьевых компонентов и возможность реализации эффекта синергизма. Так физиологически кислые хлорид калия и нитрат аммония способствуют повышению растворимости фосфатов, а фосфоритная мука снижает опасность повышения кислотности почвенных растворов за счет физиологически кислых компонентов. Гуминовые кислоты, обладающие способностью связывать тяжелые металлы и алюминий в прочные комплексы, способствуют переводу малорастворимых фосфатов в более растворимые соединения. Кроме того, благодаря гуминовым веществам снижается вредное влияние хлорид-ионов на корневую систему растений.

В таблице 1 приведены общие сведения об основных компонентах, включенных в состав КМУ.

На основе компонентов, приведенных в таблице 1, были разработаны составы комплексных удобрений, обогащенных гуминовыми веществами для осеннего и весеннего внесения, и получены опытные образцы соответствующих КМУ в гранулированном виде (Татарина, 2016). По данным выполненных лабораторных исследований содержание основных элементов питания в готовом КМУ отклонялось от расчетных значений не более чем на 5%.

Соотношение элементов минерального питания в КМУ представлено в таблице 2.



Таблица 1

**Сырье для производства комплексного удобрения**

Компоненты	Производитель	Основное действующее вещество	Содержание основного действующего вещества в сырье	Влияние на подвижность фосфора
Фосфоритная мука марки А	ООО «Верхнекамские удобрения»	$P_2O_5$	23%	–
Электролитный хлорид калия (отход производства магния)	ОАО «Соликамский магниевый завод»	KCl	75%	Физиологически кислое удобрение, повышающее растворимость фосфатов
Аммиачная селитра	ОАО «Завод минеральных удобрений КЧХК»	N	34%	
Торфогель	ООО «Техносорб»	Комплекс гуминовых веществ	30–35 г/л	Повышение биодоступности фосфора

Таблица 2

**Содержание действующих веществ в КМУ**

Назначение удобрения	Содержание действующих веществ, %			
	N	$P_2O_5$	$K_2O$	Гуминовые вещества
КМУ для осеннего внесения	3	14	14	0,35
КМУ для весеннего внесения	10	10	10	0,35

Изучение влияния гранулированных КМУ на общий химический состав почвы, подвижность фосфора и развитие растений проводилось в лабораторных условиях.

Для проведения эксперимента использовался верхний слой почвы, отобранный с глубины от 5 до 15 см (средний суглинок). В почву вносилось КМУ для весеннего использования из расчета 100 мг на 1 кг почвы. Гранулы удобрения измельчались и смешивались с почвой с помощью роторного смесителя. Пробы почвы для анализа отбирались 1 раз в 5 дней. В ходе лабораторных исследований определялись такие показатели, как  $pH_{\text{сол}}$ , каталазная активность почвы, содержание нитратов, фосфатов, калия.

Данные об изменении химического состава почвы под влиянием КМУ приведены в таблице 3.

Каталазная активность почвы оценивалась по скорости разложения пероксида водорода (Инишева, 2002). Согласно полученным результатам каталазная активность почвы увеличилась на 9% за первые 15 суток эксперимента.

Всхожесть семян овса увеличивается на 21%.

**Химический состав почвы**

Показатели, размерность	Значение показателя		Метод анализа
	До внесения удобрения	Через 15 дней после внесения удобрения	
pH <sub>сол.</sub> , ед. pH	6,25±0,1	6,49±0,1	ГОСТ 26483-85
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (подв.), мг/кг	248 ±57	387±85	ГОСТ 54650-2011
K <sub>2</sub> O (подв.), мг/кг	176±37	262±46	ГОСТ 54650-2011
N общий, мг/кг	13,7±1,2	24,3±2,2	ГОСТ 26489-85
Орг. в-во, %	4,2±0,5	4,2±0,5	ГОСТ 26213-91
Гумус, %	2,8±0,5	2,8±0,5	ГОСТ 26213-91(метод И.В. Тюрина в модификации ЦИ-НАО)

*Выводы:* использование торфогеля в качестве источника гуминовых веществ позволяет получить достаточно эффективное комплексное органоминеральное удобрение на основе фосфоритной муки Верхнекамского фосфоритного рудника.

Внесение КМУ в почву в условиях эксперимента приводит к повышению плодородия и не оказывает отрицательного влияния на микробиологическую активность агрозема.

Внедрение полученных результатов в практику позволит расширить ассортимент дешевых комплексных минеральных удобрений и увеличить рынок сбыта Верхнекамской фосфоритной муки.

**Литература**

Алиев Ш. А. Научное обоснование применения местных агроруд в качестве удобрений в земледелии Среднего Поволжья: Дис. ... д-ра с. -х. наук. Казань, 2001. 270 с.

О состоянии окружающей среды Кировской области в 2015 году: Региональный доклад / Под общей ред. А. Н. Чемоданова. Киров, 2015. 209 с.

Инишева Л. И., Ивлева С. Н., Щербакова Т. А. Руководство по определению ферментативной активности торфяных почв и торфов. Томск: Изд-во Том. ун - та, 2002. 119 с.

Самсонова Н. Е. Научное обоснование эффективности фосфорных удобрений пониженной растворимости и кремнийсодержащих соединений на почвах Центрального Черноземья: Дис. ... д-ра с. - х. наук. М., 2001. 389 с.

Татарина Е. Е., Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н. Производство комплексных органоминеральных удобрений на основе фосфоритов Вятско-Камского месторождения // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. (28–29 апреля 2016 г.). Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 271–274.

Титова В. И., Шафронов О. Д., Варламова Л. Д. Фосфор в земледелии Нижегородской области. Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2005. 219 с.

## ДЕЗОДОРАЦИЯ СВИНОГО НАВОЗА, ПРЕДНАЗНАЧЕННОГО ДЛЯ ПРОИЗВОДСТВА УДОБРЕНИЙ

*Н. В. Сырчина, А. С. Шубин, Т. П. Береснева*  
Вятский государственный университет,  
*nvms1956@mail.ru, hb31@yandex.ru, tanya-beresneva97@mail.ru*

В связи с активным развитием свиноводства проблема рационального использования свиного навоза приобретает все большую актуальность. Количество и состав навоза, образующегося при содержании свиней, зависит от возраста, физиологического состояния и особенностей кормления животных. На свинокомплексах с законченным циклом воспроизводства на одну голову в среднем за сутки образуется 4,5 кг навоза влажностью 88,1% или 0,54 кг в пересчете на сухое вещество (Безуглов, 2013).

По данным Кировстата (<http://devyatka.ru/news/Agriculture/479151/>) количество свиней в Кировской области в конце июня 2016 г. достигло 205 тыс. голов. При этом более 90% общего поголовья (примерно 185 тыс.) содержится в сельскохозяйственных организациях. В среднем на свиноводческих предприятиях области образуется более 300 тыс. тонн навоза в год (влажностью 88,1%). Свиной навоз является ценным и, при правильном использовании, экологически безопасным органическим удобрением (Мерзлая, 2012).

В таблице 1 приведены данные о содержании основных биогенных элементов в свином бесподстилочном навозе, образующемся на свиноводческих предприятиях Кировской области. Содержание биогенных элементов принято в соответствии с РД-АПК 1.10.15.02-08 (РД-АПК, 2008).

Таблица 1

### Содержание основных биогенных элементов в свином бесподстилочном навозе

Биогенные элементы	Содержание биогенных элементов, % на сухое вещество свежего навоза (РД-АПК 1.10.15.02-08)	В расчете на поголовье на свиноводческих предприятиях Кировской области, тыс. тонн в год
Азот общий (N)	6,0	2,19
Фосфор (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	3,2	1,17
Калий (K <sub>2</sub> O)	2,5	0,91
Органическое вещество	80	29,17

Расчеты показывают, что рациональное использование этого отхода позволит обеспечить примерно 25% потребностей региона в минеральных удобрениях. Однако, не смотря на высокую удобрительную ценность, использование свиного навоза в растениеводстве до сих пор ограничено. К основным факторам, препятствующим вывозу свиного навоза на поля, можно отнести риск переноса в окружающую среду возбудителей болезней; высокую влажность, увеличивающую затраты на транспортировку; сложности, возникаю-

щие в связи с внесением этого удобрения в почву; выраженный неприятный запах.

Свежий навоз обычно размещается поблизости от свиноводческих комплексов, что приводит к серьезным экологическим и санитарно-гигиеническим проблемам, в том числе к росту уровня заболеваемости населения (Безуглов, 2013). Основным фактором ухудшения экологического состояния территорий, примыкающим к животноводческим предприятиям, является использование устаревших, экологически необоснованных и ресурсозатратных технологий утилизации отходов производства. В связи с этим проблема рациональной утилизации свиного навоза требует безотлагательного решения.

В условиях Кировской области весьма перспективным направлением утилизации свиного навоза может стать производство на его основе комплексных гранулированных органоминеральных удобрений. Переработка навоза в удобрения позволяет полностью сохранить содержащиеся в нем органические компоненты, крайне необходимые для восстановления плодородия бедных органикой почв региона.

Для организации производства удобрений на основе навоза необходимо решить 3 принципиальные задачи: обеспечить концентрирование продукта за счет обезвоживания сырья; устранить опасность загрязнения внешней среды болезнетворными микроорганизмами и гельминтами; убрать неприятный запах. Обеззараживание и концентрирование навоза может быть достигнуто в процессе гранулирования и термической стабилизации гранул. Не решенной остается проблема дезодорации удобрения. Поскольку выраженный неприятный запах существенно ограничивает возможность транспортирования, хранения и использования гранул, разработка методов дезодорации этого отхода приобретает большое практическое значение.

В настоящее время для устранения неприятного запаха применяются разнообразные физические, физико-химические, химические и микробиологические методы. Наиболее доступными являются методы, основанные на процессах сорбции летучих соединений, обуславливающих неприятный запах, соответствующими сорбентами. Определенный дезодорирующий эффект может быть достигнут при применении окислителей и консервантов (Григорьева, Сырчина, 2016).

В качестве дезодорантов органоминеральных удобрений могут быть использованы только такие соединения, которые не представляют опасности для окружающей среды и имеют сравнительно низкую стоимость.

*Цель исследования:* выявить вещества и материалы, проявляющие дезодорирующий эффект в отношении свежего свиного навоза.

Для проведения исследований использовался свежий свиной навоз, влажностью 67,43%. Дезодорирующий агент и навоз смешивались в фарфоровой ступке в отношении 1 : 1. Смесь выдерживалась при комнатной температуре в течение 2-х часов, затем высушивалась в термостате при температуре 105°С. При отсутствии дезодорирующего эффекта дальнейшие испытания

не проводились. Если добавление дезодоранта приводило к существенному снижению запаха, то последующие исследования направлялись на определение оптимального соотношения навоз – дезодорант и изучение действия дезодоранта в комбинации с другими дезодорирующими агентами.

Степень выраженности запаха определялась органолептически и оценивалась в баллах (от 0 до 4) по следующей шкале:

- 0 баллов – запах практически не ощущается;
- 1 балл – существенное уменьшение запаха;
- 2 балл – заметное уменьшение запаха;
- 3 балла – запах соответствует запаху исходного образца;
- 4 балла – запах усиливается.

В каждом случае запах определялся 3 раза: 1) через 10 минут после смешивания навоза и дезодорирующей добавки; 2) через 2 часа после смешивания; 3) после высушивания.

В таблице 2 представлены данные, полученные при изучении возможности использования различных добавок органического и неорганического происхождения в качестве дезодорантов свиного навоза.

Таблица 2

**Изменение запаха свежего свиного навоза  
при добавлении различных компонентов**

Добавка, % от массы навоза	Степень выраженности запаха в баллах		
	через 10 минут после смешивания	через 2 часа после смешивания	после высу- шивания
Торфогель, 100%	3	3	4
Глауконит, 100%	3	3	3
Рисова шелуха, 100%	3	3	3
Кора березы молотая, 100%	3	3	3
Опока, 100%	2	2	2
KCl, 100%	3	3	3
Ca(OH) <sub>2</sub> , 100%	3	3	3
K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> , 100%	2	4	4
CaCO <sub>3</sub> , 100%	2	2	3
NaNO <sub>3</sub> , 100%	4	4	4
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , 100%	4	4	4
Фосфоритная мука, 100%	3	3	3
Зола торфяная, 100%	1	1	1
Зола печная, 100%	1	1	1
Зола подсолнечника, 100%	1	2	1
Уголь древесный, 100%	0	0	0
Уголь активированный, 45%	0	0	0

В результате выполненных экспериментов установлено, что свежий свиной навоз является труднодезодорируемым материалом. Полное устранение запаха происходит только при использовании активированного и древесного угля в дозировке 45% активированного угля и 100% древесного угля от массы свежего навоза.

Еще одна группа добавок существенно уменьшает степень выраженности запаха: зола подсолнечника, зола печная, зола торфяная, однако с помощью этих материалов достигнуть эффекта полной дезодорации не удастся.

### **Литература**

Безуглов В. Г. Экологическая обстановка на животноводческих комплексах, фермах, птицефабриках и прилегающих к ним территориях // «ВНИИ Агрэкоинформ». 2013. № 1.

Григорьева Е. А., Сырчина Н. В., Фадеева А. С., Полушина И. С., Береснева Т. П. Дезодорация осадков сточных вод // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. (28–29 апреля 2016 г.). Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 129–133.

Мерзлая Г. Е., Щеголева И. В., Леонов М. В. Использование свиного навоза для удобрения сельскохозяйственных культур // Перспективное свиноводство: Теория и практика. 2012. № 6. С. 9.

РД-АПК 1.10.15.02-08. Методические рекомендации по технологическому проектированию систем удаления и подготовки к использованию навоза и помета. М.: Минсельхоз РФ, 2008.

Свинарев И. Ю., Михайлова И. Н. Экологические аспекты хранения свиного навоза // Научный журнал КубГАУ – Scientific Journal of KubSAU. 2013. № 91. С. 710–719. <http://devyatka.ru/news/Agriculture/479151/>.

## **НЕКОТОРЫЕ ИТОГИ РАЗВИТИЯ МЕТОДОВ РЕГУЛИРОВАНИЯ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ В ПОСТСОВЕТСКИЙ ПЕРИОД**

*Н. А. Бурков*

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

За период новейшей экологической истории с начала 70-х годов XX в. стремительно развивались методы регулирования природопользования. Преимущественно административное регулирование до 1990-х г. в постсоветскую эпоху дополнилось рядом экономических мер, закрепленных в новейшем экологическом законодательстве. С начала XXI в. внедряются некоторые элементы социально-психологических методов регулирования.

Серьезные изменения с 2016 г. в базовом законе [1] позволяют думать о новом этапе государственного регулирования природопользования и подвести некоторые итоги развития методов регулирования природопользования в Кировской области в постсоветский период в сравнении с их действием в развитых странах [2, 3].

Результаты проведенного нами анализа [4] приведены в таблице.

**Методы государственного регулирования природопользования  
в Кировской области в постсоветский период**

Наименование метода	Применение в развитых странах	Применение в России	Применение в Кировской области		Оценка эффективности и ожидания применения
			Период	Тенденции и проблемы	
1	2	3	4	5	6
<b>Административные методы</b>					
Нормы экологического права	Да	Да	Весь период	Развитие	Достаточно эффективно
Территориальное зонирование	Да	Да	Весь период	Развитие, особенно в рамках земельного и градостроительного законодательства	Достаточно эффективно
Разрешения на природопользование	Да	Да	Весь период	Развитие в сочетании с нормированием и экономическими мерами	Достаточно эффективно
Нормирование природопользования	Да	Да	Весь период	Развитие	Достаточно эффективно
Целевое планирование	Да	Да	Весь период	Развитие	Требуется совершенствования
Экологический аудит	Да, в некоторых странах	Да, в добровольном порядке для систем экологического менеджмента	С начала XX в. в добровольном порядке для систем экологического менеджмента	Формирование нормативно-методической базы	Ожидает полноценного внедрения
Экологическая экспертиза и ОВОС	Да, в большинстве стран для некоторых проектов хозяйственной деятельности	Да, для ограниченного ряда проектов хозяйственной деятельности	Да, с 1991 г	Ослабление	Требуется совершенствования

## Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6
Экосертификация	Да, в некоторых странах	В ограниченном объеме	В ограниченном объеме	Стагнация	Ожидает полноценного внедрения
Экологический контроль	Да	Да	Весь период	Ослабление	Требуется совершенствования
Экономические методы					
Плата за природные ресурсы	Да	Да	Да	Ослабление	Требуется совершенствования
Плата за негативные воздействия	Да, по некоторым видам воздействий в некоторых странах	Да, с 1991 г химическим воздействиям на воздух, воду, почву и геологическую среду		Ослабление	Требуется совершенствования
Оценка ущерба окружающей среде	Да	Да, в порядке искового производства	Да, весь период в порядке искового производства	Развитие	Требуется совершенствования
Налог – залог	Да, в некоторых странах	Нет	Нет	Отсутствие правовой базы	Ожидает внедрения
Экологическое страхование	Да, в некоторых странах	Нет	Нет	Отсутствие подзаконных актов	Ожидает внедрения
Финансирование	Да	Да	Да, весь период	Ослабление	Требуется совершенствования
Налоговые методы	Да, как правило	Практически нет	Практически нет	Стагнация	Ожидает внедрения
Рыночные методы по продаже прав на загрязнение	Да, по некоторым видам воздействий в некоторых странах	Нет	Нет	Отсутствие правовой базы	Необходимо опытное внедрение
Социально-психологические методы					
Доступность экологической информации	Да	Да	Да, весь период	Развитие, ограниченная доступность	Требуется совершенствования
Экологическое образование и воспитание	Да	Да	Да, весь период	Ослабление	Требуется совершенствования



## Продолжение таблицы

1	2	3		4	5
Общественное давление	Да	Да, в ограниченном объеме, с 2007–2008 гг.		Формируется за счет стихийной активности граждан	Ожидает внедрения
Переговорные процессы	Да	Практически нет	Практически нет	Формируется за счет стихийной активности граждан	Ожидает внедрения
Добровольные соглашения	Да, в отдельных странах	Нет	Нет	Стагнация	Ожидает внедрения

По итогам анализа применения методов природоохранного регулирования в Кировской области можно сделать следующие выводы:

1. В течение всего постсоветского периода в области применялся значительный спектр современных методов регулирования природопользования, как традиционных, так и инновационных.

2. К вновь внедренным в 1990-е гг. и показавшим хорошую результативность методам можно отнести государственную экологическую экспертизу и плату за выбросы загрязняющих веществ в окружающую среду (за негативные воздействия). В связи с либерализацией правил экономической деятельности в последние годы XX – начале XXI вв. оба механизма в прежнем виде претерпели ослабление.

3. Серьезным достижением в развитии мер экологического регулирования в рассматриваемом периоде явилось их применение в сочетании с нормированием, лицензированием, государственным контролем. Ослабление одного из них (например, государственного контроля) неизбежно влечет снижение эффективности государственного регулирования.

4. В первом десятилетии нашего века меры государственного регулирования были дополнены гражданско-правовыми механизмами в отношении использования природных ресурсов, являющихся собственностью публичных образований. Их эффективность ограничивается возможностью государственных органов по осуществлению контроля за выполнением условий договоров.

5. Из числа возможных мер государственного регулирования природопользования неоправданно ограниченно применяются налоговые методы, включая залоговую систему, и экологический аудит.

6. Развитие механизма регулирования природоохранной деятельности связано как с совершенствованием существующих методов (в первую очередь, платы за негативные воздействия, экологической экспертизы), так и внедрением новых (экосертификация, рыночные методы и др.), в том числе социально-психологических.

### Литература

1. Федеральный закон от 10 января 2002 года № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» Консультант плюс [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.Consultant.ru>.
2. Пахомова Н. В., Эндерс А., Рихтер К. Экологический менеджмент. СПб.: Питер, 2003. 544 с.
3. Шимова О. С., Соколовский Н. К. Экономика природопользования: Учеб. пособие. М.: ИНФРА-М, 2009. 377 с.
4. Бурков Н. А. Современные подходы к управлению региональным природопользованием (Кировская область). Киров: Изд-во «ВЕСИ», 2015. 462 с.

## ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ И ЭКОЛОГО-ГЕОФИЗИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА ВДОЛЬ ТРАНСПОРТНЫХ МАГИСТРАЛЕЙ г. РОСТОВА-НА-ДОНУ

*Р. А. Малков, И. В. Брык*

*Институт наук о Земле, Южный федеральный университет,  
roma30061995@mail.ru, brykvan@gmail.com*

Город Ростов-на-Дону расположен на юге Российской Федерации, является административным центром Ростовской области и Южного федерального округа. Население города на январь 2016 г. составляет 1119875 человек, а Ростовская агломерация составляет порядка 2,16 миллионов жителей. Транспортное воздействие на город крайне высоко. Основной приток транспорта в Ростов-на-Дону происходит из городов-спутников: Батайска, Аксая, Азова, ближайших районов Ростовской области (Мясниковского, Азовского, Аксайского), а также городов Новочеркасск, Шахты и Таганрог. При этом основная автомобильная нагрузка приходится на улицы Малиновского, Шолохова, Красноармейскую, Вавилова, проспекты М. Нагибина и Стачки 1902 г.

Проблема негативного воздействия автомобильного транспорта на городскую среду в южных городах Российской Федерации, в том числе и в Ростове-на-Дону, является крайне актуальной. Это вызвано тем, что после 90-х годов XX века, большинство промышленных предприятий были закрыты и перестали загрязнять воздушный бассейн города.

За последние десять лет количество машин в Ростовской области увеличилось в 3–3,5 раза и по данным УИГИБДД ГУ МВД России, число зарегистрированных автотранспортных средств на 2015 г. составило 1302,4 тыс. В связи с этим, нагрузка на территорию города Ростова-на-Дону значительно повысилась, что должно негативно сказываться на состоянии окружающей среды. По этой причине проблема крайне актуальна, а в связи с тем, что крупномасштабные исследования проводились давно (последние в 1998 г.), а современные проводятся только в рамках инженерно-экологических изысканий и охватывают только локальные территории, то необходимо провести подробную экологическую оценку территории.

Для оценивания территорий нами было проведено геохимическое обследование почвенного покрова и измерение уровня шума вдоль двух урбо-

ландшафтов. Это две магистрали, на которые приходится основной транспортный поток – улица Красноармейская (от Гвардейской площади до пр. Театрального) и проспект Стачки 1902 года (от площади Стачки 1902 года до ул. Рихарда Зорге).

Далее рассмотрим методику работ с элементами сравнения между различными компонентами и параметрами городской среды, на которую опирались при оценке территорий придорожного ландшафта (табл. 1).

Таблица 1

### Методика проводимых работ

№	Эколого-геохимические	Эколого-геофизические
1	Постановка целей и задач работы	
2	Выбор участка, точек отбора и их объединение в профили	
3	Отбор проб «методом конверта»	Калибровка приборов
4	Проведение приближённо-количественного спектрального анализа	Измерение показателей шумовой нагрузки
5	Камеральная обработка	
6	Ретроспективный анализ	
7	Оценка и прогноз полученных результатов	

В марте 2016 г. был произведён отбор проб для геохимического исследования почв, результаты которого представлены в таблице 2.

Таблица 2

### Содержание химических элементов в почвах зоны влияния автомобильного транспорта, мг/кг

Элементы	Пределы колебаний		Среднее содержание		Среднее содержание на 1998 г.		ПДК (ОДК)	Региональный фон	Коэффициент концентрации	
	1*	2*	1	2	1	2			1	2
Cu	40–80	40–80	53	56	150	100	132	34,8	1,52	1,61
Pb	8–40	10–80	15	28	250	300	130	24	–	1,17
Zn	40–100	50–200	68	84	400	300	220	84,3	–	–
V	80–100	60–150	93	100	–	–	150	96	–	1,04
Ni	30–60	30–50	44	41	–	–	80	45	–	–
Co	8–20	8–15	13	10	–	–	–	8	1,63	1,25
Cr	60–400	80–200	159	120	–	–	–	100	1,6	1,2

Примечание: \* 1 – ул. Красноармейская; 2 – пр. Стачки 1902 г.

Опираясь на полученные результаты, можно сделать вывод о том, что в пределах улицы Красноармейской и проспекта Стачки в настоящее время нет явного источника загрязнения почв тяжёлыми металлами. Это выражается в том, что ни один элемент не превышает норм ПДК, а по превышениям над региональным фоном крайне высоких результатов нет. Рассмотрим показатели относительно значения регионального фона и составим геохимические ассоциации для обеих придорожных территорий.

По коэффициенту концентрации выделяются следующие элементы – кобальт, хром и медь на улице Красноармейской. Данные результаты крайне

положительны для исторического центра города, где техногенная нагрузка постоянна. Результаты проспекта Стачки схожи, так как на данном участке выделяются превышения по тем же элементам (медь, кобальт и хром), а так же незначительно превышают фон содержание свинца и ванадия.

По фактическим концентрациям меди, свинца и цинка, можно провести ретроспективный анализ, опираясь на карты концентрации этих элементов на 1998 г. По всем трем элементам произошло снижение концентрации. Для представленных магистралей геохимические ряды коэффициентов рассеянные имеют следующий вид:

- ул. Красноармейская –  $Pb_{16,7}Zn_{5,9}Cu_{2,8}$ ;
- пр. Стачки 1902 г. –  $Pb_{10,7}Zn_{3,6}Cu_{1,7}$ .

По представленным рядам, можно сделать вывод о том, что сопутствующие ранее придорожным ландшафтам тяжёлые металлы за 18 лет значительно рассеялись, что является положительным моментом.

Такая ситуация по содержанию тяжёлых металлов крайне отличается от той, что мы ожидали увидеть. На данный момент можно предполагать, что вся причина в экологическом усовершенствовании автомобильного транспорта: повышение износостойкости автомобильных деталей, улучшение систем дожига топлива, и в особенности, переход на более чистое топливо.

При изучении геофизического параметра – шума – прослеживается взаимосвязь между усилением акустического загрязнения и приростом автомобильного транспорта. Так, в период с 2006–2009 гг. в Ростове-на-Дону число автомобилей возросло на 38,948 тыс. В последнее время рост числа транспортных средств замедлился, но тенденция сохранилась, с 2013 по 2015 гг. число легковых автомобилей увеличилось на 7,1 тыс. Сравнив средний уровень звука на 2009 г. (85 дБ) и 2016 г. (92,7 дБ) по одной из точек, а именно ул. Красноармейская / пер. Крепостной, можно с уверенностью говорить о ежегодном увеличении акустического загрязнения и взаимозависимости роста автотранспорта и уровня шума. Следует также отметить, что уровень шума вырос незначительно, так как новые автомобили становятся более модернизированными с точки зрения воздействия на окружающую среду (уменьшение уровня звука работы двигателя, а также внедрение электромобилей и их доступности на сегодняшний день). Рассмотрим результаты собственных полевых работ, направленных на выявление мест, не комфортных для проживания населения. Полученные результаты представлены в таблице 3.

Исходя из полученных данных, можно выявить точки, где шум достигает максимального превышения норм ПДУ. Определено три таких точки – ул. Красноармейская / пер. Крепостной, пр. Стачки/ул. Р. Зорге и пр. Стачки / пл. Дружинников. Связано это с тем, что именно там наблюдаются наибольшие заторы, а также с отсутствием естественных насаждений или искусственных шумозащитных конструкций, что вызывает увеличение шумовой нагрузки на территорию. Для смягчения обстановки необходимо увеличить пропускную способность дорожного участка, либо возвести специальный забор или озеле-

нить прилегающую к автодороге территорию, что, несомненно, принесет положительный эффект и сведет риски заболеваемости населения к минимуму.

Таблица 3

### Значения уровней шума на селитебной территории

Точка наблюдения	Уровень звука дБ	
	эквивалентный	максимальный
<b>Улица Красноармейская</b>		
пр. Театральный	73,3	81,4
пер. Крепостной	78,6	92,7
пр. Кировский	78,4	81,3
пр. Чехова	68,6	82,6
пр. Ворошиловский	70,8	76,8
пер. Семашко	75,3	84,2
пр. Буденновский	74,2	78,8
пер. Халтуринский	72	83,4
пер. Братский	72,2	74,5
<b>Проспект Стачки</b>		
ул. Р. Зорге	74,8	90,7
ул. Тружеников	72,7	84,7
ул. 6-я Кольцевая	65,2	77,7
пл. Дружинников	76,1	91,2
пл. Стачки 1902 года	73,7	79,1
ПДУ, дБ	55	70

Таким образом, с точки зрения эколого-геохимической оценки почвенный покров придорожных территорий Ростова-на-Дону является экологически безопасным. Напротив, акустическая обстановка определяется значениями, превышающими нормы ПДУ. Итоговая оценка урболандшафтов вдоль основных магистралей города Ростова-на-Дону – напряжённая.

### Литература

Коханистая Н. В., Шишкина Д. Ю. К вопросу о региональном геохимическом фоне // Актуальные проблемы наук о Земле. Сб. трудов науч. конф. студентов и молодых ученых с междунар. участием. Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2015. С. 362–364.

ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М., 2009. 11 с.

ГН 2.1.7.2041-06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М., 2006. 15 с.

Приваленко В. В., Безуглова О. С. Химическое загрязнение городских почв тяжелыми металлами и его оценка // Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Т. 1. Экология города Ростова-на-Дону. Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦВШ, 2003. С. 241–256.

Мартынова М. И., Зубкова П. С., Землянская Е. А. Географические особенности шумового загрязнения г. Ростова-на-Дону (на примере Кировского района) // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2009. № 3. С. 118–121.

Санитарные нормы СН 2.4 /2.1.8.562-96 «Шум на рабочих местах, в помещениях жилых, общественных зданий и на территории жилой застройки» (утв. Постановлением Госкомсанэпиднадзора РФ от 31 октября 1996 г. № 36).

## **АНАЛИЗ МОРФОМЕТРИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ОСОБО ОХРАНЯЕМЫХ ВОДОЕМОВ РЕСПУБЛИКИ ТАТАРСТАН ПРИ ОЦЕНКЕ ИХ РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА**

*И. И. Зиганшин, Д. В. Иванов*

*Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, water-rf@mail.ru*

В условиях сложившейся в стране современной геополитической и экономической ситуации проблема эффективности использования потенциала имеющихся рекреационных ресурсов приобретает важнейшее стратегическое значение. Растущая потребность в качественном и безопасном отдыхе вблизи места проживания населения определяет необходимость увеличения количества и размеров рекреационных зон во всех регионах Российской Федерации. Особенно остро данная проблема встала в свете последних международных событий (террористические акты в крупнейших международных туристических центрах, военные действия на Ближнем Востоке, напряженность в отношениях между Россией и западными странами, экономический кризис в стране, ухудшение материального состояния граждан и т.д.), повлекших за собой недоступность для россиян популярных зарубежных туристских направлений. В сложившихся условиях проблема переориентации российского туристского потока с выездного на внутренний является как никогда актуальной. Создание условий для развития отдыха россиян внутри страны становится приоритетной задачей (Зиганшин и др., 2015; Нуреев, Петраков, 2016).

Республика Татарстан (РТ) обладает значительным туристско-рекреационным потенциалом и по праву является одним из признанных лидеров по развитию внутреннего туризма в Российской Федерации. Однако следует отметить, что имеющиеся туристские маршруты в основном привязаны к крупным туристическим центрам (Казани, Елабуге, Болгарам, Свияжску и т.д.). За небольшим исключением, отсутствуют маршруты по природным объектам, включая особо охраняемые природные территории республики. Туризм и рекреация развиваются здесь стихийно, что приводит к ухудшению экологического состояния и потере рекреационной привлекательности уникальных природных объектов.

Особую значимость для развития туристско-рекреационной деятельности в РТ имеют охраняемые водные объекты, сохранившие, благодаря своему статусу магию девственной природы, с разнообразием представителей флоры, фауны и удивительной красотой природных ландшафтов. Однако, несмотря на наличие уникальных характеристик, позволяющих развивать на их акватории и прибрежной территории различные виды экологического туризма и рекреации, они пока не стали полноценными объектами туристского показа. Их ресурсы используются самостийно, в основном неорганизованными отдыхающими. Успешное разрешение данной проблемы невозможно без оценки имеющегося туристско-рекреационного потенциала водных объектов, опре-

деляющегося наличием характерных для них туристских ресурсов (природных, культурно-исторических, социально-экономических и др.).

Для большей части водных объектов РТ характерно наличие противоречия – имеющийся высокий рекреационный потенциал акваторий, прибрежных территорий и низкая реализация его возможностей. Наиболее наглядно оно обозначается при соотнесении фактического развития сферы туризма и рекреации на акватории конкретных водоемов с их туристско-рекреационным потенциалом. В связи с этим, определение критериев, подходов и факторов, влияющих на оценку туристских ресурсов, является первостепенными задачами в сфере развития внутреннего туризма.

При определении характера и основных направлений рекреационного использования водных объектов важную роль играют их морфометрические показатели (площадь, длина, ширина, глубина, длина и конфигурация береговой линии и др.). Целью настоящего исследования явился анализ морфометрических показателей озер-памятников природы РТ и их роли в туристско-рекреационной привлекательности водных объектов.

В РТ, по данным детального изучения озер, выполненного в 1965–69 гг. Казанским отделом гидрологии и водных ресурсов, насчитывалось более 10000 озер (Озера ..., 1976). На сегодняшний день лишь 32 водоема (менее 1% от общего числа) имеют статус памятников природы регионального значения (Государственный ..., 2007) и подлежат охране. Для них характерно неравномерное региональное распределение и охват генетических типов озер. Большая часть озер – памятников природы расположена вблизи г. Казани и имеет карстовое происхождение. Неравномерный охват генетических типов и региональное распределение охраняемых озер обусловлены, прежде всего, их слабой изученностью в районах, территориально удаленных от столицы РТ.

Важнейшим морфометрическим показателем, влияющим на рекреационную привлекательность водоема, является площадь водного зеркала. Наиболее благоприятными для создания экологически комфортной среды отдыха и для развития большинства водных видов туризма (отдыха на парусных судах, рыболовства, купания, экстремальных водных видов спорта и т.д.) являются водоемы с площадью водного зеркала не менее 1 км<sup>2</sup>. Озера – памятники природы РТ разнообразны по площади водного зеркала – от 0,06 до 118 га. Согласно ГОСТ 17.1.1.02-77, они относятся к категории малых и очень малых по площади озер. Доминируют небольшие по площади водоемы, что объясняется, прежде всего, относительной древностью рельефа и хорошим развитием речной сети на территории РТ. Относительно крупных особо охраняемых водоемов (длиной более 1 км и площадью более 20 га) в РТ насчитывается всего 3 (Архиерейское, Ковалинское, Щучье). Большинство озер – памятников природы РТ имеют площади водного зеркала от 1 до 20 га. Наиболее крупный естественный водоем РТ – озеро Ковалинское (Лаишевский муниципальный район) имеет современную площадь водного зеркала 118,3 га.

Для развития пляжно-купальной рекреации, отдыха с использованием судов и большинства видов водного туризма (спорта) важным параметром

является глубина водоема. Наиболее благоприятны для рекреации водоемы с максимальными глубинами от 5 до 20 м. По глубинам озер, согласно ГОСТ 17.1.1.02.-77, принято выделять категории: малая – до 5 м, средняя – 5–10 м, большая – 11–50 м и очень большая – более 50 м. Наиболее глубокие озера республики – Акташский провал (Альметьевский район) и Юртушинское (Высокогорский район) имеют максимальную глубину 24 м и 26 м, соответственно. Максимальные глубины приурочены к карстовым провалам, суффозионные озера и озера-копани имеют в основном малую глубину.

В целом для охраняемых озер РТ характерна следующая тенденция:

– озер с очень большой глубиной в РТ нет, озер с большой глубиной – 8 (Акташский провал в Альметьевском районе, Архиерейское и Ковалинское в Лаишевском районе, озера Кара-Куль в Балтасинском в Высокогорском районах, Юртушинское в Зеленодольском районе, Щучье в Спасском районе);

– среднюю глубину имеют 10 озер (Саламыковское, Лесное, Чистое, Свежее и Черное в Лаишевском районе, Провальное в Зеленодольском районе, Большое в Кайбицком районе, Кара-Куль в Нурлатском районе, Карасиное и Мочальное в Высокогорском районе);

– малые и очень малые глубины имеют 14 озер (Лесное и Карамольское в Камско-Устьинском районе, Провал в Алексеевском районе, Собакино в Зеленодольском, Озеро в Верхнеуслонском районе, Черное у с. Никольское, Столбище и Заячье в Лаишевском районе, Черное в Октябрьском районе, Атаманское, Безымянное и Чистое в Спасском районе, Копанное в Актанышском районе, Белое в Зеленодольском районе).

Значимой морфологической характеристикой, влияющей на показатели рекреационной емкости водоемов является объем находящейся в них воды. Чем больше объем воды, тем больше отдыхающих может принять водоем без нарушения своего экологического равновесия. Так, согласно расчетам А. П. Шамардиной (1975), на одного купальщика должно приходиться 10–20 м<sup>3</sup>/год. Объемы воды в озерах – памятниках природы РТ также значительно варьируют. Большинство охраняемых озер имеют объем от 0,10 до 0,50 млн. м<sup>3</sup>. Максимальный объем воды в озере Архиерейском (более 4000 м<sup>3</sup>), позволяет развивать на его акватории все виды массового прогулочного отдыха и спортивной рекреации, включая подводную охоту, дайвинг, снорклинг и др.

Важной рекреационной характеристикой водоема является длина его береговой линии как потенциальная зона активного рекреационного использования, обеспечивающая доступность к акватории озера и показатели площади мелководий, как наиболее комфортной зоны для купания. Береговая зона озер может быть охарактеризована отношением двухметрового мелководья к площади водного зеркала озера, выраженным в процентах, что дает представление о степени развития литоральной зоны. По этому показателю озера можно подразделить на 3 подгруппы: со слабо развитой литоралью (< 20%) (Акташский Провал, Голубое), с умеренно развитой литоралью (20–50%) (большинство исследованных озер), с сильно развитой литоралью (пересы-



хающие озера – Лесное в Камско-Устьинском районе, Черное у с. Никольское, искусственные озера – копани). Данный показатель может быть использован для определения экологически допустимой емкости рекреационной инфраструктуры (в озерных рекреационных системах норматив принимается в пределах 20–30 м длины береговой линии на одно место).

Конфигурация береговой линии влияет не только на эстетическое восприятие водоемов и прибрежных ландшафтов, но и создает предпосылки для «изолированности» участков побережий, используемых различными типами отдыхающих, способствуют формированию комфортной обстановки уединенности. В отношении формы среди особо охраняемых водоемов РТ присутствуют все возможные типы: лопастные, продолговатые, вытянутые, круглые, овальные, сложные и т.д.. Провальные и суффозионно-карстовые озера (Большое, Провал, Акташский провал, Провальное) имеют, как правило, овальную или круглую форму, пойменные озера чаще всего имеют неправильную, вытянутую или дугообразную форму. Карстово-суффозионные озера, карстовые провалы в русле рек и карстово-старичные озера имеют продолговатую, а также сложную форму (Ковалинское, Заячье, Моховое, Саламыковское, Архиерейское и др.). В основном сложность их форм обусловлена многочисленностью и неодновременностью карстовых провалов и эрозийной расчлененностью территории.

Таким образом, озера – памятники природы РТ в целом обладают благоприятными морфометрическими характеристиками, позволяющими развивать на их акватории большинство направлений экологического туризма и рекреации. Красивейшие пейзажи побережий прекрасно подходят как для любителей спокойного отдыха, так и поклонникам активных видов спорта. Просторная водная гладь акватории озер позволяет организовывать водные путешествия на лодках, каяках, байдарках. Организация устойчивых видов туристско-рекреационной деятельности на особо охраняемых водоемах позволит не только обеспечить необходимые условия для отдыха и оздоровления населения, но и сохранить эти уникальные природные объекты.

*Публикация осуществлена при финансовой поддержке РГНФ и Правительства Республики Татарстан в рамках научного проекта №16-16-16012/16.*

### Литература

Государственный реестр особо охраняемых природных территорий в республике Татарстан. Казань: «Идель-Пресс», 2007. 407 с.

ГОСТ 17.1.1.02-77. Охрана природы. Охрана природы. Гидросфера. Классификация водных объектов.

Зиганшин И. И., Овчаров А. О., Рысаева М. А. Влияние экономических санкций на развитие российского туризма // Актуальные проблемы экономики и права. 2015. № 1 (33). С. 17–25.

Нуреев Р. Р., Петраков П. К. Экономические санкции против России: ожидания и реальность // Экономическая политика. 2016. № 3. С. 14–31.

Озера Среднего Поволжья. Л.: Наука, 1976. 236 с.

Шамардина И. П. Борьба с антропогенной эвтрофикацией водоемов / Общая экология. Биоценология. Гидробиология // Итоги науки и техники. ВИНТИ АН СССР. 1975. Т. 2. С. 61–99.

## **РАНЖИРОВАНИЕ ГОРОДОВ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ ДЛЯ ПЕРВООЧЕРЕДНОГО ПРОВЕДЕНИЯ ОЦЕНКИ РИСКА ЗДОРОВЬЮ НАСЕЛЕНИЯ ПРИ ВОЗДЕЙСТВИИ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ, ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ**

*Ю. А. Гарюгин, Т. А. Мусихина*

*Вятский государственный университет, eco4389@mail.ru*

Согласно обобщенным оценкам экспертов Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) степень влияния состояния окружающей природной среды на состояние здоровья населения составляет 17–20% [1], что позволяет отнести этот фактор к весьма существенным, требующим всестороннего изучения и внимания. В нашей стране в рамках работ по изучению зависимости здоровья человека от качества окружающей среды оценивается риск здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду, на основании соответствующего руководства [2]. Прорекларированные в руководстве положения о том, что достижение прогресса в области анализа и предупреждения вредного влияния факторов окружающей среды на здоровье населения в значительной степени зависит от улучшения исходной информации, отражающей процесс взаимодействия в системе «окружающая среда – здоровье человека», вполне справедливы и отвечают современным требованиям. Однако существующие рекомендации по анализу и оценке экологического состояния среды обитания человека, в основном, носят общий характер. Поэтому представляется весьма актуальной в контексте оценки риска здоровью населения разработка специальных методических подходов к изучению экологического состояния природных компонентов. В основу разработки таких подходов наряду с использованием существующих мониторинговых и статистических данных по отдельным природным компонентам, как это сделано во многих регионах (Московской, Тульской, Самарской областях и др.), должны быть положены комплексные геоэкологические исследования природной среды в районах проживания населения, только тогда их результаты смогут обеспечить наиболее полную картину экологической ситуации, а также позволят выявить пространственные, временные, количественные и качественные параметры химического загрязнения отдельных природных компонентов, оказывающих негативное воздействие на здоровье населения.

Для Кировской области при наличии неравномерного распределения техногенной нагрузки на территорию области целесообразно, прежде всего, выделить наиболее приоритетные районы для углубленных геоэкологических исследований. По многолетним данным экологического и санитарно-гигиенического мониторинга в контексте влияния на здоровье населения вы-

явлены наиболее подверженные антропогенному воздействию природные компоненты Кировской области: атмосферный воздух и водные объекты, используемые для водоснабжения населения. С учетом того, что основная масса населения области сосредоточена в городах, для исследования выбраны 57 городов и поселков городского типа (п.г.т.), в которых проживает 989,608 тыс. чел., что составляет 74,5% от всего населения области [3]. В границах этих населенных пунктов расположены основные промышленные мощности области, а также территории, подверженные прямому и опосредованному негативному влиянию химических факторов негативного воздействия.

Город Киров в исследовании был разделен на три части в связи с разными источниками водоснабжения: Центральная часть города, использующая централизованное водоснабжение из р. Вятки; Нововятский район и мкр. Коминтерновский, использующие локальные подземные источники для централизованного водоснабжения. Население, живущее в частном секторе города и использующее собственные источники водоснабжения, не учитывалось в виду малого числа жителей.

Для выделения приоритетных населенных пунктов использовалось ранжирование населенных пунктов методом анализа иерархий (*Analytic Hierarchy Process*) с использованием MS Office Excel. В качестве альтернатив сравнивались 57 населенных пунктов Кировской области по следующим показателям: количество проживающего населения; индекс загрязнения атмосферы (ИЗА); удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ) поверхностных источников водоснабжения и доля проб подземных вод, не отвечающих гигиеническим нормативам. В таблице 1 приведены исходные данные для расчетов городов с постоянно проживающим населением более 20 тыс. человек и полученное расчетное рейтинговое число по результатам ранжирования городов.

Таблица 1

**Показатели населенных пунктов Кировской области с постоянно проживающим населением более 20 тыс. человек [4] и результаты ранжирования**

Наименование населенных пунктов (альтернатив для сравнения)	Количество проживающего населения	ИЗА (атмосферный воздух)	УКИЗВ (поверхностные водные объекты)	Доля проб подземных вод, не отвечающих гигиеническим нормативам	Рейтинговое число
1	2	3	4	5	6
Центральная часть г. Кирова	372,366	6,9	Река Вятка 3,62 (класс – 3 «А» загрязненная)	–	31,23
Нововятский район г. Кирова	46,871	6,9	–	Обще-областной 3,1	4,75
пос. Коминтерновский г. Кирова	28,634	6,9	–	Обще-областной 3,1	2,77

Продолжение таблицы 1

1	2	3	4	5	6
г. Кирово-Чепецк	80,921	5,1	Река Чепца 2,91 (класс – 3 «А» загрязненная)	–	10,13
г. Вятские Поляны	35,162	–*	–	3,2	3,22
г. Слободской	34,460	–*	–	5,3	4,40

Примечание: \* – отсутствие официальных данных по расчету ИЗА городов обозначает незначительное загрязнение атмосферного воздуха на территории этих городов.

При проведении расчетов по ранжированию учитывалось, что в отношении загрязнения химическими веществами антропогенного происхождения централизованное подземное водоснабжение заведомо более безопасное, чем поверхностное.

По результатам ранжирования были вычислены рейтинговые числа и выявлены следующие города области, территории которых нуждаются в первоочередном геоэкологическом изучении для проведения оценки риска здоровью населения от воздействия химических веществ, загрязняющих окружающую среду: Центральная часть г. Кирова (31,23 согласно рейтинговой оценке), Нововятский район (4,75), мкр. Коминтерн (2,77), г. Кирово-Чепецк (10,13), г. Вятские Поляны (3,22), г. Слободской (4,40), г. Котельнич (2,96), г. Омутнинск (2,65). Остальные города и п.г.т. имеют небольшое рейтинговое число, поэтому их результаты не приводятся. Два из рассматриваемых населенных пунктов – Центральная часть города Кирова и город Кирово-Чепецк имеют наибольшие рейтинговые числа (31,23 и 10,13 соответственно), занимают 1-е и 2-е место. Значения их рейтинговых чисел значительно превосходят данные по остальным городам, соответственно, поэтому они отбираются для проведения углубленных геоэкологических исследований в контексте оценки риска здоровью населения от воздействия химических веществ, загрязняющих окружающую среду. В этих городах сосредоточены крупнейшие промышленные предприятия области (их около 30-ти) – источники негативного воздействия на окружающую среду.

Качество атмосферного воздуха города Кирова оценивается, как относительно напряженное, качество источника водоснабжения центральной части города – реки Вятки в районе водозабора на протяжении десятков лет относится к третьему классу качества «А» – загрязненная, а в последние годы неоднократно переводилось в опасные периоды в разряд технической по химическим показателям [4]. В Кирово-Чепецке отмечается высокий показатель удельных выбросов в атмосферный воздух и низкое качество воды реки Чепцы (третий класс качества «А» – загрязненная), используемой для питьевого водоснабжения города [4]. Показатели техногенного воздействия на природные компоненты городов Кирова и Кирово-Чепецка приведены в таблице 2.

**Показатели техногенного воздействия на окружающую среду  
центральной части Кировской области [4]**

Наименование населенного пункта	Среднегодовая масса выбросов ЗВ в атмосферный воздух от стационарных источников (валовая/удельная), тонн	Среднегодовая масса выбросов ЗВ в атмосферный воздух от передвижных источников, тонн	Масса накопленных (образовавшихся) отходов, тыс. тонн
г. Кирово-Чепецк	26,83/294,2	13,5	15,7658
г. Киров	98,898/42,1	72,5	20,8745
Кировская область	133,302/1,079	138,6	1975,7

Таким образом, в Кировской области выявлены территории для углубленного анализа и геоэкологических исследований с целью первоочередной оценки риска здоровью населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду.

#### Литература

1. Гильденшюльд С. Р., Кучма В. Р. Техногенная нагрузка на среду обитания и здоровье городского населения // Материалы VII Всерос. съезда гигиенистов и санитарных врачей: Тез. докл. М., 1996. Т. 1. С. 119–121.
2. Р 2.1.10.1920-04. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду (утв. Главным государственным санитарным врачом России от 05.03.2004) [Электронный ресурс] [http://www.consultant.ru/?utm\\_source=sps](http://www.consultant.ru/?utm_source=sps). (Дата обращения: 26.09.2013).
3. Кировстат [Электронный ресурс] <http://kirovstat.gks.ru> дата обращения 29.09.2015 г.
4. О состоянии окружающей среды Кировской области: Региональные доклады за 1995–2015 гг.: 1995 – 136 с., 1996 – 128 с., 1997 – 150 с., 1998 – 145 с., 1999 – 190 с., 2000 – 225 с., 2001 – 164 с., 2002 – 148 с., 2003 – 149 с., 2004 – 166 с., 2005 – 150 с., 2006 – 180 с., 2007 – 165 с., 2008 – 209 с., 2009 – 197 с., 2010 – 195 с., 2011 – 186 с., 2012 – 192 с., 2013 – 179 с., 2014 – 210 с., 2015 – 209 с.

### О ПРИРОДОРЕСУРСНЫХ ДОХОДАХ И ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РАСХОДАХ ОБЛАСТНОГО БЮДЖЕТА (КИРОВСКАЯ ОБЛАСТЬ)

***Н. А. Бурков***

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Ряд показателей бюджета субъекта РФ, в частности, размер природоресурсных платежей доходной части, достаточно ёмко характеризуют роль и место природных ресурсов в экономике региона.

Финансирование природоохранной деятельности является одним из ключевых методов регулирования природопользования, а бюджетное финансирование, одновременно, и индикатором отношения власти к экологическим проблемам.

Научной основой взимания платы за природные ресурсы является теория природной ренты, достаточно подробно разработанная в трудах классиков экономической науки. Общее понимание ренты связано с доходом, не требующим дополнительного вложения труда и капитала, т.е. сверхдохода, превышающего среднюю по отрасли норму прибыли. Образование же ренты возникает в ходе производственной деятельности в условиях ограниченности природных ресурсов.

В рыночных условиях природная рента формируется в процессе труда пользователей природных ресурсов. Вопрос распределения рентных доходов является одним из наиболее обсуждаемых в науке и практической деятельности, но в целом сводится к утверждению, что рента должна принадлежать собственнику природного ресурса. В условиях, когда таким собственником является государство, оно через механизмы платы за природные ресурсы, загрязнение окружающей среды, таможенные пошлины на экспорт, налоги, изымает часть ренты в свой доход.

Система природоресурсных платежей в РФ представляет платежи двух видов: за природные ресурсы и за негативные воздействия на окружающую среду. Правовыми формами природоресурсных платежей являются платежи налоговой природы: налоги (земельный, водный, на добычу полезных ископаемых) и сборы (сборы за пользование объектами животного мира и за пользование объектами водных биологических ресурсов); неналоговые (разовые и регулярные платежи при пользовании недрами, плата за негативные воздействия на окружающую среду, арендные платежи). Все платежи поступают на разные уровни бюджетной системы РФ. Доля от общих платежей за конкретный природный ресурс по годам может изменяться в соответствии с федеральным законом о бюджете на планируемый год. В связи с этим интерес представляет проведенный нами анализ поступления платежей за природные ресурсы (2005–2015 гг.) в областной бюджет Кировской области, и их доля в общих доходах бюджета (табл. 1).

Таблица 1

**Плата за природные ресурсы в областной бюджет, тыс. руб.**

Плата/год	2006	2010	2011	2012	2013	2014	2015
1	2	3	4	5	6	7	8
Плата за использование лесов	185200	278521,1	307694,2	298229,3	287270,3	300801,3	337090,1
Водный налог	–	–	–	–	–	–	–
Плата по договору водопользования	–	–	–	–	–	–	–
Земельный налог	–	–	–	–	–	–	–
Арендная плата за землю	648000	110200	104400	93364,6	92365	16796	12251
Платежи за негативное воздействие на окружающую среду	26200	43328,3	54910,7	50604,4	48241	49930,1	44049,4

Продолжение таблицы 1

1	2	3	4	5	6	7	8
Налог на добычу полезных ископаемых	7600	16385	18586,0	27458,0	30033	31262,8	26344,1
Сбор за право пользования объектами животного мира	3200	4427	4701,0	5295,0	5441	5776,8	5311
Платежи при использовании недрами (разовые, регулярные, за экспертизу запасов ПИ)	–	–	1848,4	1063,5	4029	4685,8	4 032,2
Итого, тыс. руб.	870200	452861,4	492140,3	476014,8	521715,3	409252,7	429077,4
Доля в общей сумме природоресурсных платежей, поступающих в бюджеты всех уровней, %	53,0	21,4	23,5	21,5	22,7	20,3	23,2
Доход бюджета, млн. руб.	17149, 2	37279, 9	38603,0	37514, 7	38934,6	42170,8	43068,9
Доля природоресурсных платежей в доходе областного бюджета, %	5,1	1,2	1,27	1,26	1,34	0,97	1,0

Финансирование природоохранной деятельности осуществляется в целях восстановления природных ресурсов и сокращения вредных воздействий на природу. Экономическим результатом издержек предотвращения загрязнения можно считать снижение ущерба. Считается, что природоохранные затраты в размере 1–2% ВВП предотвращают ущерб, достигающий 3–5% объема ВВП.

Существует ряд направлений деятельности, финансируемых для поддержания качества окружающей природной среды. По большому счету, это три группы мероприятий: вложения в «экологическую чистоту» инвестиций при реализации новых проектов хозяйственной деятельности, затраты на приведение в соответствие с экологическими требованиями действующих объектов (включая так называемый «накопленный ущерб») и содержание ООПТ и объектов. На все эти мероприятия требуются подчас немалые средства. Так, доля природоохранных затрат на очистку газовоздушных выбросов и сточных вод современных объектов тепловой энергетики составляет до 40–50% их сметной стоимости. Ликвидация «накопленного ущерба» (т.е. приведение в соответствие с существующими природоохранными нормами объектов размещения отходов производства и потребления, загрязненных земель, водных объектов и т. п.) требует многих миллионов рублей. Так, сметная стоимость затрат по проекту «Приведение в безопасное состояние объектов ФГУП Рос-

РАО, находящихся на промышленной площадке ОАО Кирово-Чепецкий химкомбинат, подвергшихся радиационному воздействию в результате прошлой деятельности» составляет около 2,4 млрд. руб. в ценах 2010 г.

Информация о затратах на природоохранную деятельность по Кировской области противоречива. Основными ее источниками являются отчеты и сводки Росстата, отчеты департамента финансов Кировской области, годовые доклады о состоянии окружающей среды [1, 2, 3]. Количественные показатели этих источников имеют некоторые незначительные расхождения, не влияющие на выводы исследования.

Таблица 2

**Расходы областного бюджета Кировской области на ООС, тыс. руб.**

Природоохранные расходы областного бюджета, тыс. руб.						
Год	Охрана растительных и животных видов и среды их обитания	Сбор, удаление отходов и очистка сточных вод	Другие вопросы в области ООС	Охрана окружающей среды, всего	Расходы бюджета, всего	Доля расходов бюджета на охрану окружающей среды, %
2006	32 249,2	–	52 076,3	84 325,5	17 478 025	0,48
2007	40 124,7	3 980,5	22 838,3	66 943,4	22 344 915	0,3
2008	55 831,2	840	18 058	74 729,8	27 691 344	0,27
2009	67 553,5	2 040,6	12 329	81 953,1	33 896 109	0,24
2010	60 868,4	–	12 705	73 573,3	38 407 849	0,19
2011	54 506,8	14 518,5	16 570,4	85 595,6	41 483 954	0,21
2012	65 358,3	5 321,8	20 715,7	91 395,8	41 374 733	0,22
2013	51 742,8	10 847,9	24 311,8	86 902,5	44 587 268	0,19
2014	60 660,0	2 706,4	62 721,0	126 087,5	46 028 105,1	0,27
2015	43 296,4	–	46 368,6	89 665,1	46 411 635,4	0,2

Анализ таблиц 1–2 позволяет сделать следующие выводы:

1. В областной бюджет за 2005–2013 гг. поступало от 53% (2006 г.) до 20% (2009 г.) от общей суммы природоресурсных платежей в зависимости от федерального законодательства, регулирующего долю поступления в бюджеты разных уровней. В последние годы доля поступления природоресурсных платежей в областной бюджет составляет 20–23,5% от их общей суммы в бюджетную систему РФ.

2. Доля природоресурсных платежей в доходной части областного бюджета составляла от 5,1% (2006 г.) до 1,1% (2009 г.) и имеет тенденцию к снижению, что указывает на относительное обесценивание природных ресурсов, снижение их роли в формировании бюджета и перераспределении природной ренты не в пользу публичных собственников.

3. Наиболее значимый «вклад» в формирование природоресурсных платежей в бюджетную систему вносят плата за использование лесов (от 25% в 2005 г. до 45% в 2008 г.) и плата за землю (от 40% в 2009 г. до 65% в 2006 г.).

4. В расходной части областного бюджета доля природоохранных расходов в последнее десятилетие неуклонно снижалась и в настоящее время не



превышает 0,2%. Большая часть этих расходов приходится на мероприятия по охране видов растительного и животного мира и среды их обитания.

#### Литература

1. Бурков Н. А. Современные подходы к управлению региональным природопользованием (Кировская область). Киров: Изд-во «ВЕСИ», 2015. 462 с.
2. [http://kirovstat.gks.ru/wps/wcm/connect/rosstat\\_ts/kirovstat/ru/publications/official\\_publications/electronic\\_versions/](http://kirovstat.gks.ru/wps/wcm/connect/rosstat_ts/kirovstat/ru/publications/official_publications/electronic_versions/)
3. <http://depfin.kirov.ru/>
4. [http://www.kirovreg.ru/power/executive/upr\\_nature/about.php](http://www.kirovreg.ru/power/executive/upr_nature/about.php)

### БИОФИЗИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ФИЗИЧЕСКИХ И ХИМИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ЖИВОЙ ОРГАНИЗМ

*В. И. Жаворонков<sup>1</sup>, И. О. Рясик<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, usr11565@vyatsu.ru,*  
<sup>2</sup> *AD Medicine LLC, ryasikio@mail.ru*

Актуальной проблемой современного образования является несоответствие между текущими образовательными программами и реальным состоянием науки и практики. При преподавании биофизики и медицинской физики важно использовать новейшие научные концепции и модели, объясняющие механизмы действия физических и химических факторов на биологические объекты, методы исследования тонкой биофизической организации организма на разных уровнях, принципы современных методов физиотерапии и медикаментозного воздействия, не сводящиеся к обсуждению химических реакций, фармакокинетики и фармакодинамики.

Более глубокое представление о биофизических процессах, происходящих в живом организме, необходимо для объяснения действия сверхмалых доз биологически активных веществ ( $10^{-12}$ – $10^{-17}$  М и ниже) и низкоинтенсивных физических факторов. Такое представление необходимо для объяснения парадоксальных явлений воздействия биологически активных веществ на организм. Так, если при снижении концентрации биологически активных веществ до величин  $10^{-2}$  моль/л биологический эффект постепенно исчезает, то при дальнейшем уменьшении концентрации до  $10^{-17}$ – $10^{-18}$  моль/л биологический эффект вновь возрастает до прежнего уровня. При концентрации  $10^{-15}$  М и ниже теряет смысл химическое понятие «концентрация» и перестаёт работать закон действующих масс [6, 7].

Несмотря на то, что изучением действия сверхмалых доз биологически активных веществ в России с 1983 г. занимается группа учёных в Институте биохимической физики им. Н. М. Эмануэля РАН [5], а в лаборатории профессора В. Н. Чернова проведены исследования по изучению действия слабых и сверхслабых электромагнитных полей (ниже геомагнитного поля на 1–3 порядка) на биологические объекты [23], эти данные до сих пор не изучаются в

рамках подготовки будущих специалистов по направлению «Медицинская физика», «Биофизика».

Необходимо изменить само воззрение на структуру воды, в отношении которой до сих пор распространено мнение, что она организована хаотично, так как связывание за счёт водородных мостиков является настолько слабым, что кластеры нестабильны, постоянно разрушаются и вновь образуются. На самом деле, существует и вода с ближним порядком в расположении атомов со структурой, аналогичной кристаллу, в которой вращение в цепочке, образованной диполями, происходит синхронно, что увеличивает связь между отдельными молекулами за счёт электромагнитного взаимодействия [25].

В соответствии с выдвинутой Гильбертом Лингом теорией многослойной организации поляризованной воды в клетке, практически вся вода в клетках организована в виде единой динамической структуры, которая является результатом её взаимодействия с сетью полноразвёрнутых белковых цепей, пронизывающих всё «тело» клетки [13]. Карбонильные (CO) и иминогруппы (NH) белка пептидной связи являются закономерно чередующимися отрицательно и положительно заряженными полюсами диполей, имеющими стерическое соответствие (комплементарность) молекулам воды, что создаёт условия для её адсорбции. На белках сначала образуется первый слой молекул воды, дипольный момент которых возрастает при взаимодействии с диполями пептидной связи, то есть молекулы воды при этом поляризуются, а сила водородной связи из-за этого возрастает. Это обуславливает увеличение стабильности как ассоциатов «белок – вода», так и «вода – вода» в слоях, удалённых от белка. На матрице первого слоя молекул воды формируется следующий упорядоченный слой молекул, а в результате такой самосборки возникают многослойные прочные структуры из поляризованной («кристаллизованной») воды. Такая структурированная вода вокруг полипептидных остовов белков заполняет живую клетку. При этом подвижность молекул воды (и протонов) в клетках ограничена, что доказано при исследованиях методом ядерного магнитного резонанса (ЯМР) времени вращательной корреляции протонов водорода в молекулах воды, ультрачастотными диэлектрическими исследованиями времени переориентации Дебая молекул воды, методом квазиупругого рассеяния нейтронов коэффициента вращательной диффузии молекул воды [13].

Важнейшим понятием современной науки, требующим детального рассмотрения в высшем учебном заведении, является «память воды». Это понятие связано с клатратной (кластерной) моделью воды [18, 24]. В соответствии с этой моделью, «память воды» связана с агрегацией молекул воды в форме клатратов (кластеров). Формирование полостей в водных растворах обусловлено объединением молекул воды в пентагональные и гексагональные структуры благодаря водородным связям и дипольными взаимоотношениями [18]. Протоны, находящиеся между атомами кислорода соседних молекул воды, синхронно колеблются вдоль связи, соединяющей эти атомы кислорода, что создаёт электромагнитное поле данного водного кластера, влияющее на коле-

бание соседних кластеров [21]. Данная модель коллективной осцилляции протонов и «мерцающих» клатратов (кластеров) в водной среде объясняет механизм воздействия многих физических и химических факторов на живые организмы, а также, например, явление передачи информации колебательным структурам организма от колебательных структур гомеопатических лекарственных средств.

Согласно исследованиям С. В. Зенина (2002), в воде существуют ячейки полумикронного размера из 912 молекул воды, которые состоят из 16 структурных элементов, имеющих детерминированное расположение, состоящих из 57 молекул воды. Данные лабильно-устойчивые шестигранные ячейки воды в виде ромба на каждой грани имеют 24 центра образования водородной связи (триклинная сингония). Наименее способные к внешнему взаимодействию грани с нулевым общим зарядом образуют оболочку ячейки [11].

Комбинация структурных элементов воды в ячейке меняется под действием таких внешних факторов, как электромагнитные и ультразвуковые волны, растворение химических веществ, в том числе лекарственных препаратов. Кооперативный характер взаимодействия структурных элементов в ячейке вызывает их перестановку под влиянием внешних факторов. Вследствие молекулярной ретрансляции все оболочки ячеек воды могут изменить зарядовый рисунок на поверхности ячейки, что рассматривается как изменение микрофазы водной среды [11, 19]. Переход от одного информационно-фазового состояния водной среды к другому вследствие перестановки структурных элементов в ячейке требует преодоления энергетического барьера, величина которого является малой из-за кооперативного характера перестройки элементов [19].

Представления о воде, пассивно наполняющей клетки и межклеточные пространства, должны быть заменены на рассмотрение структурированной воды биосистем, способной к фронтальному росту, которая взаимодействует с биополимерами ДНК, РНК, коллагена, фосфолипидов и образует непрерывные структуры, тождественные полимерам по топологии, метрике и симметрии [4].

Изменение структуры воды под воздействием растворённых компонентов, воздуха, аминокислот, пептидов изучено в работах многих исследователей [1, 12]. В воде могут образовываться фрактальные параметрические структуры, состоящие из тысяч молекул воды, чувствительные к различным слабым воздействиям [14].

Исследования, проведённые в Федеральном научном клинико-экспериментальном центре традиционных методов диагностики и лечения Росздрава и НИИ Фармации (Москва), показали, что лекарственная активность гомеопатических средств не обязательно связана с присутствием молекул лекарственного вещества, а зависит от коллективного динамического состояния среды растворителя [15, 16, 21]. Перенос информации специфическими гидратными кристаллами и их ассоциациями, то есть гидратными обо-

лочками, не содержащими внутри себя других веществ, кроме молекул воды, является объяснением механизма действия гомеопатических лекарственных средств [19]. Действие гомеопатических средств заключается в изменении конформации ферментов и белков без образования химической связи.

Исследования Л. В. Беловоловой и М. В. Глушкова из Института общей физики РАН указывают на то, что механизм действия гомеопатических препаратов связан не только с молекулами воды, но и с активными формами кислорода (АФК) [2, 3]. Чувствительность живых организмов к слабым электромагнитным полям обусловлена взаимодействием АФК с протонами водородных связей в водной среде. Образование АФК изменяет каталитические свойства воды [8].

Важной задачей при подготовке специалиста по биофизике и медицинской физике в настоящее время является расширение изучаемых в высшем учебном заведении методов исследования живого организма.

Изменение структуры воды и белка при различных воздействиях на них можно контролировать в дифференциальных спектрах поглощения воды при помощи метода ИК-спектроскопии в области волновых чисел  $4000\text{--}400\text{ см}^{-1}$  на Фурье-спектрометре «Перкин-Элмер 2000». При этом, в воде выявляются аква-комплексы, характерные для нативной или денатурированной формы белка, специфичные при различных заболеваниях, воздействии физических, химических и биологических факторов, лекарственных препаратов [9, 10]. Эти аквакомплексы представляют собой спирально-канальные структуры, комплементарные аминокислотам, пептидам, белкам, ДНК, РНК и другим биомолекулам, и придают воде особые физико-химические свойства.

В исследовании И. Т. Розина (1999) при помощи ИК-спектроскопии показано, что нахождение образца воды рядом с 2% раствором сывороточного альбумина в течение 1 часа меняет оптическую плотность воды по сравнению с контрольным образцом в интервале температур от 20 до 40 °С также, как и введение самого раствора сывороточного альбумина [17]. Эти измерения выполнялись в области валентно-деформационных колебаний ( $5180\text{ см}^{-1}$ ), на деформационно-либрационной ( $2130\text{ см}^{-1}$ ) и обертоновой полосе ( $6880\text{ см}^{-1}$ ), они демонстрируют близкие результаты для всех трёх спектральных областей, что говорит о структурном подобии водных клатратов (кластеров), образованных как альбумином, так и самоорганизацией молекул воды в результате индуцирования нахождением рядом с раствором сывороточного альбумина, то есть так называемым энергоинформационным воздействием. Например, в результате перестройки структуры кластеров воды под действием физических или химических факторов повышается оптическая плотность воды, то есть поглощение фотонов. Этот процесс зависит от времени индуцирования [19]. Добавление гомеопатических средств в воду также меняет оптическую плотность по сравнению с исходной водой [17].

Другим способом оценки влияния физических и химических факторов на структуры водных клатратов является высокоэффективная жидкостная хроматография, демонстрирующая различия в оптической плотности и со-

держании кристаллогидратов определённого размера [17, 19]. Изображения структуры воды с макрообразованиями (ячейками) до 1 мкм можно получить на контрастно-фазовом микроскопе [19].

Ещё одним методом, позволяющим оценивать структурные преобразования в водных растворах под действием различных физических и химических факторов и проводить исследования спектрального состава гомеопатических лекарственных средств, является разработанный Ф. Р. Черниковым метод молекулярного флуктуационного светорассеяния [20]. При этом методе для измерения флуктуаций квазиупругого светорассеяния образцов используют флуктуационный спектрометр «АГЛС ЭДАС-1», регистрацию рассеянного света проводят в режиме гомодинирования (смещение пучков рассеянного на образце света от двух точек кюветы) под углом  $90^\circ$  при наложении на образец постоянного магнитного поля с напряженностью 280 А/м после предварительного освещения образца когерентным инфракрасным излучением с длиной волны 890 нм. Накопление значений интенсивности рассеянного света проводят в течение 3 мин с шагом интегрирования в 5 мс. В результате получают временные ряды значений интенсивности рассеянного света, которые подвергают преобразованию Фурье с вычислением спектральных характеристик, спектральной плотности мощности и спектральной дисперсии в частотном диапазоне 0,35–5 Гц. Полученные спектральные характеристики далее обрабатывают, вычисляя их производные и интегралы [22].

Таким образом, в настоящее время имеется целый ряд новых биофизических концепций, теорий и экспериментальных методов исследования, требующих рассмотрения и изучения в рамках подготовки специалистов по направлению «Биофизика» и «Медицинская физика», позволяющий вывести их сферу компетенций на принципиально новый уровень, соответствующий современному развитию науки и техники.

### Литература

1. Абросимов В. К., Ефремов Л. С., Иванов Е. В., Панкратов Ю. П. Изменение структуры воды под влиянием растворённых компонент воздуха // Журнал физической химии. 2000. Т. 74. № 5. С. 854–857.
2. Беловолова Л. В., Глушков М. В. Физико-химические механизмы биологического действия гомеопатических лекарственных средств. Роль активных форм кислорода и воды // Гомеопатический ежегодник. М.: Изд-во «ВАЛАНГ», 2005. С. 38–48.
3. Беловолова Л. В., Глушков М. В., Ожиганова Е. Я. Проблемы активных форм кислорода и воды в биологии клетки и в гомеопатии // Гомеопатический ежегодник. М.: Изд-во «ВАЛАНГ», 2005. С. 49–57.
4. Бульенков Н. А. Периодические диспирационно-модульные алмазоподобные структуры связанной «воды» – возможные конструкции, определяющие конформацию биополимеров в структурах их гидратов // Кристаллография. 1988. Т. 33. В. 2. С. 424–444.
5. Бурлакова Е. Б. Особенности действия сверхмалых доз биологически активных веществ и физических факторов низкой интенсивности // Российский химический журнал. 1999. Т. XLIII. № 5. С. 3–12.
6. Бурлакова Е. Б., Кондратов А. А., Мальцева Е. А. Действие сверхмалых доз биологически активных веществ и низкоинтенсивных физических факторов // Химическая физика. 2003. Т. 22. № 2. С. 21–40.

7. Бурлакова Е. Б., Кондратов А. А., Мальцева Е. А. Действие сверхмалых доз биологически активных веществ и низкоинтенсивных физических факторов / Проблемы регуляции в биологических системах / Под общ. редакцией А. Б. Рубина. М. Ижевск: НИЦ «Регулярная и хаотическая динамика», 2006. 480 с.
8. Гуриков Ю. В., Бондаренко Н. Ф. Природная вода как окислительная среда // Журнал физической химии. 2001. Т. 75. № 7. С. 1221–1224.
9. Горбунов А. М., Волошина Т. Г., Ильенко В. А. Нарушение регуляции метаболизма белковых структур – причина возникновения заболеваний и его коррекция водой, активированной энергоинформационными технологиями // III Российский гомеопатический съезд: Сборник науч. трудов (г. Москва, 19–21 октября 2007 г.). М.: Изд-во Федерального научного клинико-экспериментального центра традиционных методов диагностики и лечения Росздрава, 2007. С. 242–245.
10. Горбунов А. М., Ильенко В. А. Слабые и сверхслабые поля и излучения в биологии и медицине. Тезисы доклада IV Междунар. конгресса. 3–7 июля 2006 г. Санкт-Петербург. 2006. С. 26.
11. Зенин С. В. Молекулярные и полевые представления о механизме гомеопатии // Проблемы сверхмалых концентраций в гомеопатии и структура воды. М.: Индрик, 2002. С. 25–31.
12. Кочнев И. Н., Халоимов А. И., Григорьев Е. И., Шурупова Л. В., Григорьев А. Е., Хавинсон В. Х. Влияние аминокислот и низкомолекулярных пептидов на динамику воды // Биофизика. 2002. Т. 47. В. 1. С. 12–19.
13. Линг Г. Физическая теория живой клетки: незамеченная революция. СПб.: Наука, 2008. 376 с.
14. Лобышев В. И. Вода как самоорганизующаяся система с памятью // Медицинская наука гомеопатия. Материалы I Междунар. конгресса. М., 2004. С. 16–18.
15. Можайский А. М., Степанов А. М., Алюшин М. Т. Исследование динамики изменений состояний воды и водных растворов при информационных возмущениях // Актуальные проблемы фармацевтической химии. Сб. М., 1996. С. 232–237.
16. Можайский А. М., Степанов А. М., Костенникова З. П. Исследование разведений пульсатиллы (*Pulsatilla pratensis*) методами ВЭЖХ и УФ спектрофотометрии // III Российский гомеопатический съезд: Сб. науч. трудов (г. Москва, 19–21 октября 2007 г.). М.: Изд-во Федерального научного клинико-экспериментального центра традиционных методов диагностики и лечения Росздрава, 2007. С. 207–213.
17. Розин И. Т. Исследование процессов энергоинформационного взаимодействия методами ИК-спектроскопии // Сознание и физическая реальность. 1999. Т. 4. № 2. С. 60–64.
18. Смит С. Электромагнитная биоинформация и вода // Вестник биофизической медицины. 1994. № 1. С. 3–13.
19. Степанов А. М. Гомеостатические механизмы гомеопатического лечения // III Российский гомеопатический съезд: Сборник науч. трудов (г. Москва, 19–21 октября 2007 г.). М.: Изд-во Федерального научного клинико-экспериментального центра традиционных методов диагностики и лечения Росздрава, 2007. С. 253–262.
20. Черников Ф. Р. Метод оценки качества ГЛС и его физико-химические основы // Медико-фармацевтические основы гомеопатии. Современные теоретические представления и практические основы. М., 2000.
21. Черников Ф. Р. Экспериментальные исследования структурной динамики жидких гомеопатических средств // Проблемы сверхмалых концентраций в гомеопатии и структура воды. М.: Индрик, 2002. С. 17–24.
22. Черников Ф. Р., Ямсков И. А. Лазерное светорассеяние при исследовании растворов эндогенных соединений в сверхмалых концентрациях // Онтогенез. 2000. Т. 31. № 4. С. 272.

23. Чернов В. Н., Сластенова Н. К., Смекалкина Л. В. Возможности биоадаптивного управления при воздействии ЭЭП малой интенсивности // Труды III науч. сессии РГМУ. Ростов-на-Дону. 2000.

24. Anagnostatos Y. S., Pissis P., Viras K. In atomic and nuclear clusters / Eds. Y. S. Anagnostatos, W. Von Oertzen. Springer-Verlag, Heidelberg, 1995. P. 215–217.

25. Ludwig W. Wasser als Informationsträger // Biol Med. 2002. V. 3. P. 150–154.

## **СИНДРОМ ДЕФИЦИТА ВНИМАНИЯ С ГИПЕРАКТИВНОСТЬЮ У СТУДЕНТОВ**

*Е. Г. Шушканова, С. И. Трухина, А. Н. Трухин*

*Вятский государственный гуманитарный университет, usrl1544@vyatsu.ru*

Реалии современного общества, в том числе ускорение темпа жизни и загруженность информационными потоками, ведут к росту проявлений нервно-психических расстройств, особенно с потенциальным риском развития психических заболеваний [2]. Одним из пограничных состояний является синдром дефицита внимания с гиперактивностью (СДВГ). Этот синдром традиционно рассматривается в отечественной литературе как патология младшего школьного возраста [1, 5]. Так, среди первоклассников г. Кирова признаки СДВГ наблюдаются у 12,5% детей [4]. Однако ряд авторов отмечает [3], что клинические проявления СДВГ сохраняются и у взрослых. Согласно данным В. И. Багаева и соавторов (2009), в Кировской области уровень психических заболеваний почти в 2 раза выше, чем в других регионах [3], однако оценка частоты встречаемости СДВГ у взрослого населения Кировской области не проводилась.

Цель исследования: характеристика особенностей проявления синдрома дефицита внимания с гиперактивностью у студентов 19–22 лет. Задачи: 1) оценить наличие признаков СДВГ у студентов; 2) оценить показатели деятельности нервной системы с помощью компьютерной программы «НС-ПсихоТест»; 3) сравнить успеваемость у студентов с признаками и без признаков СДВГ.

Исследование проводилось среди студентов медицинского колледжа г. Котельнича и Вятского государственного гуманитарного университета в 2013–2015 гг. Всего обследовано 130 человек в возрасте 19–22 лет. Для обнаружения признаков СДВГ использовались «Шкала-опросник для выявления СДВГ у взрослых» [3], тест Тулуз-Пьерона для оценки внимания. Параметры нервной системы изучались на компьютерном комплексе «НС-ПсихоТест» с использованием пяти методик: теппинг-тест, помехоустойчивость, оценка внимания (зрительно-моторная проба), реакция на движущийся объект, тесты-опросники по оценке подвижности, силы и уравновешенности нервной системы. Анализ успеваемости проводился на основании итоговых ведомостей за семестр. Результаты тестов обработаны статистически, достоверность различий оценивалась с использованием критерия Стьюдента.

По результатам перекрестного анкетирования из 130 студентов у 17 испытуемых (13,1%) была выявлена высокая вероятность наличия СДВГ. Таким образом, показано, что признаки СДВГ можно диагностировать и у взрослых, а частота их выявления соответствует показателям детей 7–8 лет (12,5%) и студентов 1 курса Кировской государственной медицинской академии (8,8–15,7%), тестовое исследование которых было проведено в 2009 г. [3, 4]. Наиболее характерный для студентов признак наличия СДВГ – нарушение качества внимания.

Далее у студентов с признаками СДВГ (группа 1, n = 17) и у студентов с минимальной вероятностью наличия данного синдрома (группа 2, n = 18) оценивали качество работы нервной системы с помощью компьютерной программы «НС-ПсихоТест». Исследуемые показатели и результаты представлены в таблице.

Таблица

**Результаты оценки свойств нервной системы**

Методики	Группа 1 (с признаками СДВГ)	Группа 2 (без признаков СДВГ)
Теппинг-тест		
– Средняя частота, Гц	3,11±0,55	3,6±0,54
– Число нажатий, раз	186,8±33,1	215,7±32,4
– Начальный темп, Гц	3,12±0,58	3,99±0,50
Оценка внимания		
– Среднее время реакции, мс	276,5±8,4	278,7±9,85
– Устойчивость	6,80±0,32	6,57 ± 0,35
– Концентрация	2,85±0,08	3,03 ± 0,09
Помехоустойчивость		
– Среднее время реакции, мс	305,35±5,47	311,7±5,8
– Функциональный уровень	4,20±0,21	4,16±0,10
– Устойчивость	1,99±0,12	1,63±0,14
– Уровень возможностей	3,25±0,12*	2,85±0,14
Реакция на движущийся объект		
– Среднее время реакции, мс	2,01±0,37	2,73±0,63
– Точные	12,85±0,62	10,72±1,46
– опережение	21,30±1,71	17,00±1,38
– запаздывание	15,85±1,66*	22,28±1,79
Тесты-опросники		
– Подвижность нервной системы	4,10±0,42	4,05±0,54
– Сила нервной системы	4,52±0,48	4,21±0,50
– Уравновешенность нервной системы	4,14±0,25	4,32±0,39

Примечание: \* – различия с показателями группы 2 достоверны,  $p < 0,05$ .

У студентов с признаками СДВГ выявлены следующие особенности функционирования нервной системы: преобладание реакций опережения (21,3 против 17,00), низкая концентрация внимания (2,85 против 3,03), меньшая уравновешенность (4,14 против 4,32) и меньшая лабильность (3,11 против 3,6) нервной системы. Можно предположить, что у испытуемых с призна-



ками СДВГ слабее удерживается контроль над значимым объектом длительное время. А также в неполной мере выражена способность к торможению ориентировочных рефлексов на побочные раздражители, которые могут привести к возникновению нецелесообразных движений.

*Анализ успеваемости проводился на основании итоговых ведомостей за семестр.* Средний балл у студентов 1-й группы (с признаками СДВГ) составил  $3,3 \pm 0,04$ , а у студентов 2-й группы (без признаков СДВГ) –  $3,8 \pm 0,2$ . Качественный показатель составил 40 и 65% соответственно. Таким образом, можно сделать вывод, что наличие СДВГ отрицательно влияет на успеваемость студентов. При попредметном анализе успеваемости можно сделать вывод, что низкие показатели успеваемости у студентов с СДВГ по точным дисциплинам, где необходимо напряжение внимания и усидчивость, таким как математика, информатика, анатомия.

Однако, в целом, следует отметить, что отклонения в функционировании нервной системы и уровне работоспособности у студентов с признаками СДВГ минимальны. Значительных трудностей в обучении и социальной адаптации не выявлено. Можно говорить о положительной возрастной динамике проявлений исследуемого синдрома.

#### Литература

1. Грибанов А. В. Дефицит внимания с гиперактивностью у детей: результаты исследований на Севере России // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. 2012. № 1. С. 58–63.
2. Гурович И. Я. Состояние психиатрической помощи в России и задачи по ее улучшению // Психическое здоровье населения как основа национальной безопасности России: Матер. Всерос. конф. Казань, 2012. С. 15–18.
3. Нуреев И. Т., Злоказова М. В., Циркин В. И. Диагностика синдрома дефицита внимания и гиперактивности у студентов: Метод. пособие. Киров: КГМА, 2010. 19 с.
4. Трухина С. И., Циркин В. И., Шитова О. В. Синдром дефицита внимания с гиперактивностью у школьников и студентов вузов. Киров: Радуга-ПРЕСС, 2012. 135 с.
5. Чутко Л. С. Клиническая типология синдрома дефицита внимания с гиперактивностью // Экология человека. 2010. № 11. С. 58–60.

## СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ В ЭКОЛОГИЧЕСКИ НЕБЛАГОПОЛУЧНОМ РЕГИОНЕ КАЗАХСТАНА

*Р. А. Баялиева, М. И. Кенесарина, А. Меделгазиева, Л. Коптлеуова*  
*Казахский национальный медицинский университет*  
*имени С. Д. Асфендиярова, raukenty@mail.ru*

Атырауская область, как известно, расположена на западе Казахстана в на Прикаспийской низменности и граничит с Западно-Казахстанской, Мангистауской, Актюбинской областями и Астраханской областью Российской Федерации. Она образована 15 января 1938 г. Площадь области составляет 118,6 тыс. кв. км. Средняя плотность населения Атырауской области является

одной из самых низких по Республике Казахстан и составляет 4,9 человека на 1 кв. км.

Климат умеренный, резко континентальный, с большими годовыми и суточными амплитудами температур.

Административным центром Атырауской области является г. Атырау. Он расположен в европейской (западной) части Казахстана, по берегам реки Урал. Территория города составляет 3,5 тыс. кв. км. Средняя плотность населения составляет 79,1 человек на 1 кв. км.

Жылыойский район расположен на юго-востоке Атырауской области и образован 17.01.1928 г., на северо-восточном побережье Каспийского моря. Территория района составляет 29,4 тыс. кв. км. Средняя плотность населения составляет 2,61 человек на 1 кв. км. Численность населения на 01.01.2015 г. составила 78028 человек. Большая часть района находится в пределах Прикаспийской низменности и занимает площадь в 29,4 тыс. кв. км. Рельеф территории – равнинный. По территории Жылыойского района протекает река Эмба. В области расположены крупные месторождения нефти, в частности Тенгизское месторождение. Район граничит на юге с Мангистауской областью и на востоке с Актюбинской областью.

Среднегодовая численность населения по Жылыойскому району за период с 2006 по 2015 гг. увеличилась на 18,4% (с 66,4 до 78,6 тыс. человек), в то время как по республике – на 13,8% (с 15308,1 до 17417,7 тыс. человек), по области – на 22% (с 476,5 до 581,5 (тыс. человек).

Анализ первичной заболеваемости населения Жылыойского района в динамике с 2006 г. по 2015 г. показывает снижение уровня в 1,3 раза. При этом в 2006 г., как и в 2015 г., данные показатели были выше, чем в Атырауской области, но ниже республиканских значений (рис. 1).

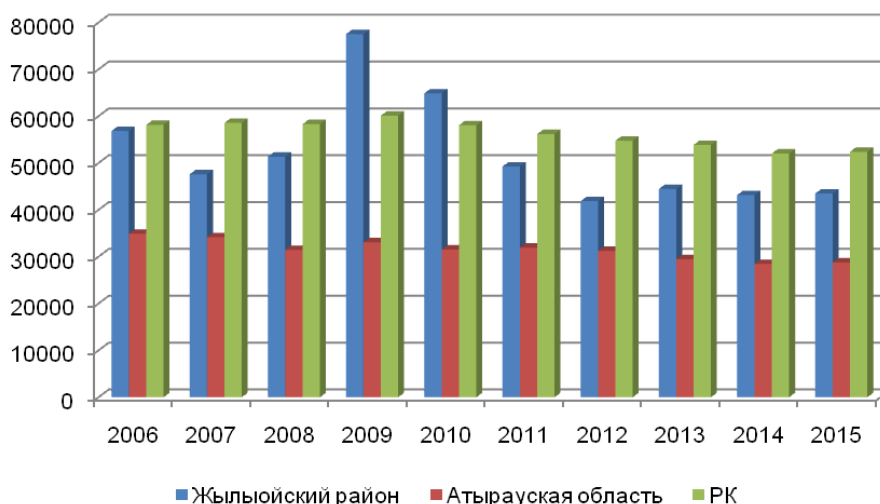


Рис. 1. Сравнительная оценка первичной заболеваемости населения

Жылыойского района, г. Атырау, Атырауской области и Республики Казахстан за период с 2006 по 2015 гг. (показатели на 100 тыс. населения)

Основными причинами первичной заболеваемости населения в 2006 г. были болезни органов дыхания – 26,4% от всех болезней (150,1‰), болезни кожи и подкожной клетчатки – 17,3% (98,5‰), осложнения беременности, родов и послеродовом периоде – 13,2% (75,3‰), травмы и отравления – 5,8% (32,8‰), болезни мочеполовой системы – 5,2% (29,6‰). На данные 5 классов приходилось до 68,0% всех болезней.

К 2015 г. основными причинами первичной заболеваемости населения были болезни органов дыхания, удельный вес которых составил – 27,9% (121,53‰), болезни нервной системы – 9,6% (41,82‰), болезни системы кровообращения – 7,7% (33,27‰), болезни мочеполовой системы – 7,5% (32,43‰), болезни органов пищеварения – 7,2% (31,46‰). Удельный вес данных классов болезней составил 59,9% от всех болезней.

Заболеваемость взрослого населения Жылыойского района с 2006 по 2009 гг. имела тенденцию роста, затем снижалась и к 2015 г. составила 48370,8 случая на 100 тыс. населения. Практически за весь период наблюдения уровень заболеваемости превышал аналогичные показатели по Атырауской области и Республики Казахстан.

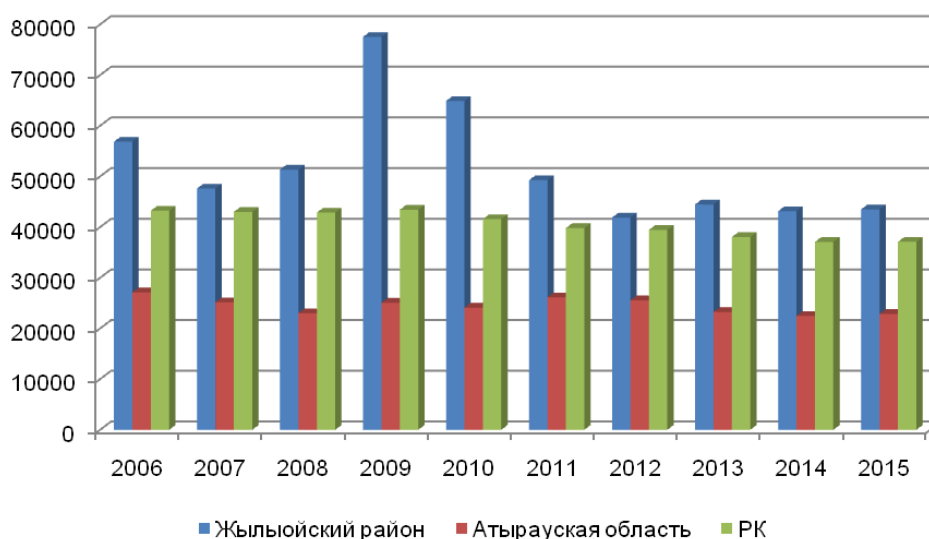


Рис. 2. Сравнительная оценка первичной заболеваемости взрослого населения Жылыойского района, г. Атырау, Атырауской области и Республики Казахстан за период с 2006 по 2015 гг. (показатели на 100 тыс. взрослых)

Ведущими причинами первичной заболеваемости взрослого населения в 2006 г. были болезни кожи и подкожной клетчатки (20,3%), болезни органов дыхания (14,1%), болезни нервной системы (8,2%), болезни мочеполовой системы (7,9%), травмы и отравления (6,3%), которые составили 56,8% от всех причин первичной заболеваемости данной возрастной группы (рис. 3).

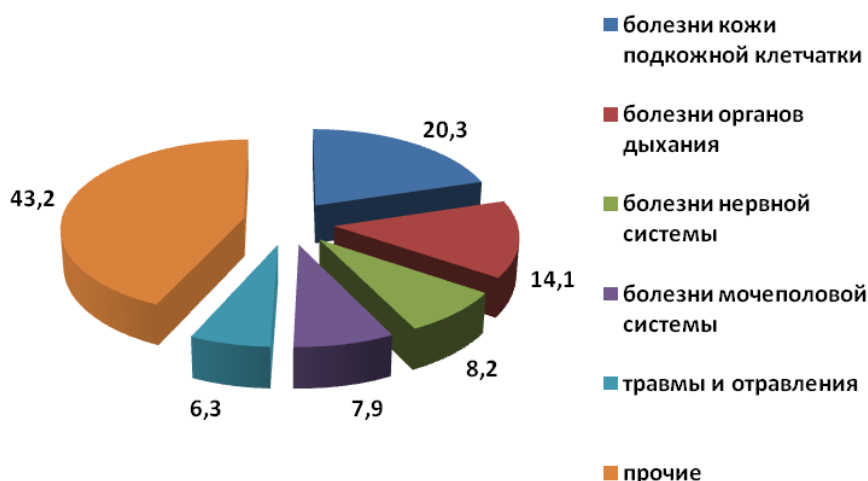


Рис. 3. Ведущие причины первичной заболеваемости взрослого населения Жылыойского района в 2006 г. (в % от всех причин)

Структура заболеваемости к 2015 г. претерпела некоторые изменения. Ведущими причинами первичной заболеваемости взрослого населения были болезни органов дыхания (15,0%), болезни нервной системы (14,2%), болезни системы кровообращения (12,2%), мочеполовой системы (10,1%), болезни кожи и подкожной клетчатки (8,1%), которые составили 59,6% от всех причин первичной заболеваемости данной возрастной группы (рис. 4).

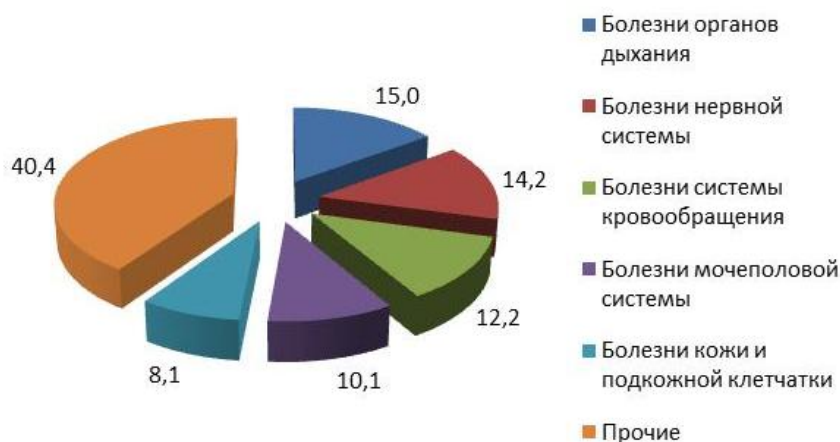


Рис. 4. Ведущие причины первичной заболеваемости взрослого населения Жылыойского района в 2015 г. (в % от всех причин)

В 2015 г. первые пять мест по рангу занимают болезни органов дыхания (43,5%), болезни мочеполовой системы (18,2%), травмы и отравления (13,0%), болезни костно-мышечной системы и соединительной ткани (11,6%), болезни органов пищеварения (10,5%), на которые приходится 56,5% от общей заболеваемости подростков.

Изучение первичной заболеваемости населенных пунктов Жылыойского района показало снижение показателей 2015 г. по сравнению с 2006 г. по всем изучаемым поселкам.

Наиболее высокий уровень первичной заболеваемости населения зарегистрирован в п. Аккизтогай – 969,5 (2006 г.) и 680,2 (2015 г.) на 1 тыс. населения. Наименьшая заболеваемость зарегистрирована в п. Тургызба – 321,5 (2006 г.) и г. Кульсары 417,3 (2015 г.) на 1 тыс. населения.

Состояние здравоохранения Жылыойского района оценивалось по данным Ведомственной отчетности «Форма 30 годовая. Отчет медицинской организации за 2015 г. по Жылыойскому району, статистическим сборникам Республики Казахстан и Атырауской области».

Медицинская помощь населению в Жылыойском районе оказывается Жылыойской Центральной районной больницей, Жылыойской районной поликлиникой (в 2014 г. введено в эксплуатацию новое здание), Жылыойской детской поликлиникой, Жылыойской женской консультацией, Жылыойской районной туберкулезной больницей, ТОО «Темір жол емханасы», Врачебными амбулаториями в п. Жана Каратон, с. Косчагыл, с. Шопкартогай, с. Тургызба, с. Аккизтогай и аула Майкомген. В других населенных пунктах медицинская помощь осуществляется через медицинские пункты.

В Жылыойском районе обеспеченность населения койками составила 17,8 в расчете на 10000 человек и значительно ниже, чем по республике (в 3,3 раза), области (в 2,9 раза) и г. Атырау (в 3,6 раза). В г. Кульсары обеспеченность койками составляет 23,4 на 10000 населения, что также ниже республиканских и областных.

Обеспеченность сельского населения врачами по Жылыойскому району составила 4,8 врача на 10000 населения, что ниже республиканского и областного показателей, как городского, так и сельского.

В Жылыойском районе обеспеченность средним медицинским персоналом составила 28,6 на 10000 населения, что ниже показателей по республике (92,8 на 10000 населения) в 3,2 раза, области (85,3 на 10000 населения) – в 3,0 раза и г. Атырау (71,9 на 10000 населения) – в 2,5 раза.

### **Литература**

Статистические сборники «Здоровье населения Республики Казахстан и деятельность организаций здравоохранения в 2006–2011 гг.». Астана, 2006–2015 гг.

Статистические сборники «Здоровье населения Атырауской области и деятельность организаций здравоохранения в 2006–2011 гг.». Астана, 2006–2015 гг.

Ведомственная отчетность. Форма 12 годовая. Отчет о числе заболеваний зарегистрированных у больных, проживающих в районе обслуживания медицинских организаций, и контингентах больных состоящих на диспансерном учете под наблюдением за 2006–2015 гг. по Жылыойскому району и сельским округам.

Ведомственная отчетность форма 30 годовая. Отчет медицинской организации за 2006–2015 гг. по Жылыойскому району и сельским округам.

Данные отчетности Жылыойской Центральной районной больницы.

Государственная программа развития здравоохранения Республики Казахстан «Саламатты Қазақстан» на 2011–2015 годы.

## ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И СОСТОЯНИЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ РЕГИОНА ПОЛИГОНА ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ «АЗГЫР»

*М. И. Кенесарина, Р. А. Баялиева, А. А. Дабаров, А. Бухарбаева*  
*Казахский национальный медицинский университет*  
*имени С. Д. Асфендиярова, islamovna88@inbox.ru*

Особенностью территории Казахстана в СССР было то, что она являлась регионом, где находились испытательные объекты военно-промышленного комплекса. Республика унаследовала 4 крупных испытательных полигона и 1 летно-испытательный центр. Так, по информации за 1996 г. в Казахстане было произведено 560 ядерных взрывов, в США – 1030 взрывов, в России – 214, в Украине – 2, Узбекистане – 2, Туркменистане – 1, в Китае – 45 (на полигоне Лобнор), в Алжире – 17, в Австралии – 12, в Индии – 6, в Пакистане – 5. На атоллах Муруроа произведено 175 ядерных взрыва, Эниветок – 43, на островах Рождества – 30, Бикини – 23, Джонстон – 12, Фангатофа – 12, Молден – 3. В Тихом океане – 4 и Южной Атлантике – 3. За 10 лет человечество получило за счет глобальных радиоактивных выпадений дополнительно 2 миллизиверта, т.е. одну годовую дозу от естественного фона. Кроме того, вне пределов военных полигонов для решения хозяйственных задач, сейсмического зондирования земной коры, для создания подземных емкостей на территории Казахстана было произведено 39 подземных, так называемых мирных ядерных взрывов. Так, более 20 лет назад закрыт СИЯП, в последующем приостановлено действие ядерного полигона «Азгыр». «Капустин Яр» и «Азгыр», составляющие по сути единый комплексный полигон (объект «Галит»), не имели аналогов в мировой практике, как по широте, так и многообразию проводившихся испытаний, от последствий которых в большей степени пострадала природа 5 районов Западно-Казахстанской области и Курмангазинского района Атырауской области.

Ядерный полигон «Азгыр» размещен в аридной зоне на соляном куполе «Большой Азгыр» вблизи поселка Азгыр Курмангазинского района Атырауской области. Здесь с 1966 по 1979 гг. было проведено 17 подземных ядерных взрывов с целью образования подземных полостей. Исследования, проведенные с использованием радиохимических и альфа-, бета- и гамма- спектрометрических анализов образцов почвы, выявили широкий спектр радиоактивных веществ как природного, так и антропогенного происхождения. Нами установлено, что загрязнение грунта цезием-137 на всех изученных атомных площадках было неравномерным, носило локальный характер и превышало допустимое расчетное содержание исходя из уровня среднего глобального загрязнения от 5,5 до 101,6 раза. Содержание в почве атомных площадок другого радионуклида – стронция-90 колебалось от 31,1 Бк/кг до 785,2 Бк/кг и превысило уровень глобального загрязнения до 29,7 раз. Особое значение представляло изучение степени накопления радионуклидов в почве непосредственно

венно на территориях населенных пунктов, находящихся вблизи полигона «Азгыр». Контрольное исследование почвы было проведено в п. Ганюшкино.

Установлено, что в поверхностном слое почвы на глубине до 5 см в поселках региона полигона «Азгыр» был обнаружен техногенный радионуклид цезий-137, а также радиоактивные элементы природного происхождения. По цезию-137 выявлено, что его содержание в почве населенных мест региона полигона от 1,4 до 1,7 раза превышает уровень глобального загрязнения, тогда как в контрольном населенном пункте – в пределах глобального загрязнения. Помимо ядерных взрывов на полигоне «Азгыр», активно с 1949 г. по 90-е годы проводились испытания военной техники, не имеющие аналогов в мировой практике, здесь усовершенствовалась система ПВО, в том числе со стрельбой по ракетам, осуществлялись первые запуски баллистических ракет, проходили испытания все МИГи, ТУ и СУ военного назначения. Испытывались ракеты нового поколения 48НБЕ, методом подрыва на грунте было уничтожено 619 ракет средней дальности в соответствии с советско-американским соглашением и при этом выброшено в атмосферу около 30 тыс. тонн опасных высокотоксичных веществ, в том числе гептил и продукты его распада, являющиеся сильнейшими мутагенами. Одной из важных характеристик объектов исследования с гигиенических позиций является и то, что на территории полигонов в образовавшихся после взрывов соляных полостях проводилось захоронение, как радиоактивного, так и технического металлолома – буровых труб, металлических узлов оборудования и конструкций и других отходов. Производилось здесь и захоронение радиоактивных отходов, которые по степени опасности относились к первой группе. Так, в почве региона полигона, цинка по сравнению с ПДК содержится более двух раз больше, меди – в 13 раз, кадмия – в 3 раза и кобальта – более 6 раз. Кроме того, в силу природных условий, осуществлялось «самопроизвольное» захоронение обломков ракет и другой техники в соленых озерах Нарына.

В последние десятилетия обстановка усугубилась вследствие отсутствия должного санитарного надзора за территорией полигонов, ликвидации разграничительных санитарно-защитных зон, что привело к использованию местным населением этих земель для выпаса скота. Как известно, основной источник загрязнения ксенобиотиками животных продуктов питания – это сельхозкорма. Было обнаружено, что в разнотравье региона полигонов содержание большинства приоритетных тяжелых металлов было выше минимально допустимого уровня (МДУ) более 4 раз. Загрязнение антропогенными радионуклидами преобладало на территориях вблизи атомных площадок, по сравнению с населенными местами. Исходя из этого, нами изучено содержание токсикантов в животных продуктах питания региона полигонов. Установлено, что в мясе, печени, легком и сердце сельскохозяйственных животных концентрация свинца была выше допустимого уровня около 2 раз. По кадмию превышение ДУ было только в мясе. Техногенные цезий-137 и стронций-90 были обнаружены, хотя и в пределах ДУ, в пробах коровьего молока, мяса сельскохозяйственных животных региона полигонов. Во многих странах мира

оценка риска здоровью человека рассматривается, как один из наиболее приоритетных методов в системе химической безопасности по охране окружающей среды от загрязнения и охране здоровья населения. Многочисленные подземные ядерные взрывы на полигоне «Азгыр» привели к ухудшению качества воды, увеличению минерализации, концентрации тяжелых металлов, радионуклидов в воде. Однако, до настоящего времени в регионе не оценены риски здоровью, связанные с загрязнением воды. На этапе идентификации опасности из спектра исследованных веществ отобраны для последующего анализа железо, медь, кадмий, свинец, кальций, нитриты, магний и фтор, концентрации которых в воде шахтных колодцев превышали референтные дозы. Среди идентифицированных веществ канцерогенным эффектом обладают свинец и кадмий. Рассчитанные коэффициенты опасности составили  $3,8 \cdot 10^{-4}$  и  $1,5 \cdot 10^{-4}$  в воде. Согласно существующей методологии указанные риски при пероральном поступлении веществ с водой приемлемы для профессиональных групп и неприемлемы для населения в целом. Появление такого риска требует разработки и проведения плановых оздоровительных мероприятий. Оценка индивидуальных неканцерогенных рисков показала, что риск от воздействия с питьевой водой шахтных колодцев от кадмия составил 0,8, фтора – 1,1, а от воздействия свинца – 2,3, что характеризуется как недопустимое и требует принятия управленческих решений. Для гигиенической оценки состояния здоровья нами изучены медико-демографические показатели и заболеваемость.

Уровень смертности населения в регионе несколько ниже районных показателей, но имеет тенденцию некоторого увеличения. В ее структуре ведущими причинами являются болезни системы кровообращения, болезни органов дыхания, новообразования, болезни органов пищеварения, болезни мочеполовой системы, а также травмы и отравления. Часто встречается суицид, что говорит о негативном влиянии существующего положения на психику жителей. Естественный прирост населения снижается и ниже районных, областных и республиканских показателей. Согласно трендовому прогнозу при сохранении такой ситуации она будет снижаться. Анализ уровня младенческой смертности показал, что она в регионе выше районных, областных и республиканских значений в два и более раза.

Уровень первичной заболеваемости по обращаемости выше районных и областных значений почти в два раза, а республиканских – в 1,3 раза. Тенденции и уровень естественного прироста населения в регионе ядерного полигона «Азгыр» (показатели на 1000 населения).

В структуре заболеваемости согласно медосмотру проведенному кафедрой общей гигиены ведущими были болезни системы пищеварения, болезни системы кровообращения, мочеполовой системы, болезни крови и кроветворных органов. В регионе высок уровень новообразований и психических расстройств. В структуре первичной заболеваемости по обращаемости ведущими классами являются болезни системы кровообращения, болезни крови и кроветворных органов, мочеполовой системы.



На территории ядерного полигона «Азгыр» выявлено превышение содержания техногенных радионуклидов цезия и стронция в более чем 30 раз, а в почвах населенных пунктов установлено превышение данных радионуклидов в 1,7 раз.

В регионе обнаружено повышенное содержание тяжелых металлов в почве, в растительных кормах и продуктах животного происхождения (2 ПДК).

Выявлены высокие канцерогенные и неканцерогенные риски с питьевой водой по Pb и Cd, которые неприемлемы для населения и требуют разработки и проведения плановых оздоровительных мероприятий.

### Литература

Авалиани С. Л., Ревич Б. А., Балтер Б. М., Гильденскиольд С. Р., Мишина А. Л., Кликушина Е. Г. Оценка риска загрязнения окружающей среды для здоровья населения как инструмент муниципальной политики в Московской области. М.: 2010. 309 с.

Кенесариев У. И., Кожаметов Н. Б., Бекмагамбетова Ж. Д., Ибраимова А. А. Загрязнение почвы Западного Казахстана в результате ракетно-ядерных испытаний // Экология. Радиация. Здоровье. V Междунар. науч.-практ. конф., посвященная 20-летию прекращения ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне 29 августа 2009 г. Семей: 2009. С. 30–31.

Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду (Р 2.1.10.1920-04), утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 05.03.2004.

Kenesariyev U., Zhakashov N., Snytin I., Amrin M., Sultanaliyev Y. Impact of Pollution on Animal Products. Springer+Business Media B.V. 2008. P. 163–168.

## АНОМАЛЬНЫЕ ИЗОФОРМЫ БЕЛКОВ И БИОБЕЗОПАСНОСТЬ

*А. С. Гайфуллин, Е. О. Сальникова, М. Р. Сагадуллина, Ю. С. Поршнева,  
А. В. Ардашева, Г. С. Перескокова  
Кировская государственная медицинская академия, gsalavat@mail.ru*

Прионы – это инфекционные агенты белковой природы, которые вызывают трансмиссивные спонгиформные энцефалопатии (заболевания) человека и животных Prusiner, (Зуев и др., 1991). Прион, попадая в клетку, вызывает изменение конформации своего клеточного аналога, который сам становится прионом. Изоформа PrP<sup>Sc</sup> образуется из PrP<sup>C</sup> посттрансляционно путем рефолдинга, в результате которого полипептиды, исходно содержащие два альфа-спиральных участка и один бета-слой, становятся пространственно организованными исключительно бета-слоями и приобретают способность агрегировать друг с другом с образованием комплексов, устойчивых к протеолизу. Структурно прионный белок отличается от клеточного только тем, что он обладает другой конформацией, т.е. измененной вторичной и третичной структурой. На сегодняшний день практически установлено, что белок в прионной конформации представляет собой агрегат в виде высокоупорядоченных фибрилл, к концам которых может присоединяться нормальный клеточный растворимый белок, и само это связывание, по-видимому, является тем фак-

тором, который вызывает изменение конформации. Нормальная спиралевидная форма прионного протеина PrP<sup>sc</sup> обнаружена в организме всех млекопитающих, в том числе и человека. PrP<sup>sc</sup> участвует в передаче нервных импульсов в синаптических образованиях, играя определяющую роль в регуляции суточных (циркадианных) циклов активности и покоя в клетках, органах и тканях (Зуев и др., 1991). У животных прионную природу имеют скрепи овец, губчатая энцефалопатия крупного рогатого скота (ГЭ КРС), хроническая изнуряющая болезнь (ХИБ) оленей, лосей и других парнокопытных, данные заболевания нередко не диагностируются, или проходят под другими диагнозами (Окулова, Жданова, 2016). В настоящее время остро встает вопрос – о наличии видового барьера и о возможности межвидового переноса прионных инфекций. Даже существование высокоэффективного видового барьера между крупным рогатым скотом и человеком не может исключить переноса инфекции, причем пассивирование агентов трансмиссивных энцефалопатий от одного вида к другому может также непредсказуемо изменить инфекционный спектр каждого конкретного приона.

Клинические и морфологические проявления всех губчатых энцефалопатий сходны. Данные заболевания имеют очень продолжительный бессимптомный период (по меньшей мере, год), длятся несколько месяцев и более; видимые проявления болезни (хотя и неинфекционного характера) ограничиваются ЦНС. После проявления клинических неврологических симптомов (деменции, развития парезов и др.) летальный исход, как правило, наступает через несколько месяцев. В конце 90-х начале 2000 г. во многих зверохозяйствах Кировской и Костромской области ветврачи наблюдали заражение норки губчатой энцефалопатией, которое произошло при скармливании бараньих голов в сыром виде. Болели взрослые звери и молодняк рождения прошлого года, среди щенков до года заболевание не отмечено. Заболевшие звери погибали. При клиническом осмотре больных животных были выявлены признаки наиболее характерные для энцефалопатии – это чередующиеся возбуждение и апатия. Во время возбуждения норки бегали по клетке, делали круговые движения и кусали хвосты. Исчезал инстинкт заботы о потомстве, груминг (звери испражнялись во всех углах домика, кал и корм разбрасывали по всей клетке). У некоторых норок хвост был приподнят кверху, как у белки. Период возбуждения сменялся сонливостью, норки подолгу лежали в домике, лишь на короткое время их можно было разбудить. Перед смертью наблюдали возбуждение, звери хватили зубами проволоку сетки и так, вцепившись в сетку, погибали. У некоторых животных перед смертью наблюдаются эпилептические припадки, круговые движения, случаев выздоровления не наблюдали. При вскрытии павших норок изменений во внутренних органах не наблюдали, у норок обнаруживали отечность головного мозга, об этом отмечают и отечественные исследователи. При микроскопическом исследовании коры мозга и мозжечка были обнаружены изменения, характерные для губчатой энцефалопатии (пролиферация глии, склероз отдельных нервных клеток, периваскулярный и перинуклеарный отек, вакуолизация и астроцитоз цито-

плазмы нейронов) (Окулова и др., 2015, 2016). Учитывая по некоторым литературным данным, что губкообразной энцефалопатией болеют и люди необходимо совершенствовать меры борьбы с данным заболеванием. При этом следуют учитывать длительность и определенные трудности в дифференциальной диагностике. Профилактика прионных болезней основывается на недопущении в пищу инфицированных мясных продуктов или других продуктов убоя. Именно в этой связи еще в 2000 г. главным государственным санитарным врачом РФ было выпущено постановление № 15 «О мерах по предупреждению распространения болезни Крейтцфельда-Якоба на территории Российской Федерации», предписывающее, в частности, «не допускать закупок мяса и мясных и других продуктов убоя крупного рогатого скота, а также получения их по гуманитарной помощи без предоставления документов, подтверждающих отсутствие в стране – экспортере заболеваний губкообразной энцефалопатии коров». Предписывалось также усилить контроль на местах за продажей мяса и мясных продуктов.

Поскольку передача от человека к человеку предполагает прямую инокуляцию инфекционного материала, при работе с биологическими жидкостями больных необходимо использовать резиновые перчатки. Инструменты рекомендуется дезинфицировать автоклавированием при температуре 132 °С в течение 1 ч, или погружением в раствор гидроксида натрия 1 ч при комнатной температуре. Прионы устойчивы к кипячению в течение 30–60 мин, высушиванию до 2 лет и замораживанию в 3 раза больше, чем известные вирусы, химической обработке спиртами, формальдегидом, кислотами, к УФ-облучению, гамма-излучению, гидролизу ферментами, т.е. из всего живого прион погибает последним. PrP-с входит в состав наружных клеточных мембран, связан с внешней поверхностью клеток якорем гликолипида и участвует в эндоцитозе и катаболизме клеток. Несмотря на то, что самый высокий уровень концентрации PrP выявлен в нейронах, его могут синтезировать и многие другие клетки организма (лёгких, почек, поджелудочной железы и лейкоцитах). Таким образом, изучение прионов и связанных с ними заболеваний является новой быстро развивающейся областью биомедицинских исследований. При организации мер борьбы с ИЭН необходимо помнить, что, хотя случаи заражения людей от больных норок не подтверждались, следует соблюдать меры личной профилактики при работе с больными животным, патологическим материалом, контаминированными кормами и предметами обслуживания. Но, самое главное, прионные белки становятся инфекционными без участия каких-либо мутаций и изменения их аминокислотной последовательности. В связи с чем были проведены исследования по изучению состава ряда продуктов питания в магазинах г. Кирова. Было установлено, что мозги животных в сыром виде в продаже отсутствуют, однако, ряд паштетов содержит этот продукт, хотя в Европе с конца прошлого десятилетия введен запрет на продажу любых пищевых продуктов, содержащих ткань мозга. Учитывая сведения литературы и собственные исследования считаем, что необходимо

привлекать внимание общественности к данной проблеме и проводить более тщательную экспертизу продуктов питания.

### Литература

Зуев В. А., Завалишин И. А., Ройхель В. М. Прионные болезни человека и животных: Руководство для врачей. М., 1999.

Окулова И. И., Жданова О. Б., Векшина Е. В., Килас В. И., Дубовцева А. А., Кислицын Д. А. Губчатые энцефалопatii как биологическая и социальная проблема // Наука Оренбуржья. Ежемесячный электронный научно-методический альманах специальный выпуск. Оренбург 2015. С. 95–102.

Окулова И. И., Жданова О. Б. Прионные инфекции, некоторые аспекты их диагностики и профилактики // Вятский медицинский вестник. 2016. № 1. С. 45–50.

Окулова И. И., Жданова О. Б., Ашихмин С. П., Кокорина А. Е., Часовских О. В., Ерилов Д. В., Горохов В. А. Особенности цефеномиоза, вызванного *Cerphenomyia ulrichii* в Кировской области и некоторые вопросы его профилактики // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2016. № 7–6. С. 1003–1006.

Окулова И. И., Миньков С. И., Кокорина А. Е., Жданова О. Б., Ашихмин С. П. К вопросу о паразитировании *Cerphenomyia ulrichii* у лосей // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2016. № 7–3. С. 515.

## ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ РАЗЛИЧНЫХ ДОЗ ПАРАЦЕТАМОЛА НА ПОКАЗАТЕЛИ БЕЛКОВОГО ОБМЕНА У ЛАБОРАТОРНЫХ МЫШЕЙ

А. С. Каминская, О. М. Плотникова

Курганский государственный университет, plotnikom@yandex.ru

В настоящее время парацетамол, который является производным ацетанилида (группа анилидов), широко используется в качестве обезболивающего и жаропонижающего средства. Он был впервые синтезирован еще в 1877 г. по реакции восстановления *n*-нитрофенола.

Парацетамол входит в состав более 500 лекарств. Его употребляют и взрослые и дети. Как и у каждого лекарственного препарата у парацетамола существует определенная дозировка. Максимальные дозы для взрослого человека: разовая – 1 г, суточная – 4 г. При приеме парацетамола возможна передозировка, признаки которой проявляются не сразу, а первые симптомы развиваются через несколько часов после приема. При передозировке парацетамолом известны даже летальные исходы, которые могут проявляться через 3–5 дней.

Всеобщая распространенность и даже, можно сказать, бесконтрольность использования парацетамола, отсутствие данных биохимического состава крови после приема парацетамола вызвали у нас интерес к вопросу о его влиянии на биохимические показатели крови.

Для эксперимента брали растертые в порошок таблетки аптечного парацетамола и готовили взвесь из расчета максимальной разовой дозы на единицу массы тела животного в пересчете на действующее вещество. Взятые для эксперимента лабораторные мыши имели массу  $25 \pm 2$  г и были разделены

на три группы: контрольную и две опытных. Мышам первой опытной группы внутрижелудочно вводили однократно двукратную максимально суточную дозу; мышам второй опытной группы – пятикратно максимально разовую дозу через каждые двенадцать часов, что соответствовало максимальной общей дозе, моделируя курс лечения. После декапитации и после центрифугирования для исследования использовали плазму крови мышей.

В качестве исследуемых биохимических показателей взяли показатели, относящиеся к белковому обмену и печени. Альбумин – резервный белок плазмы крови, синтезирующийся в печени, играет решающую роль в поддержании осмотического давления плазмы (Справочник ..., 2003). Аминотрансферазы катализируют реакции, имеющие важнейшее значение в азотистом обмене – взаимопревращения аминокислот. Наиболее активными в организме являются аланинаминотрансфераза (АЛТ), содержащаяся в скелетных мышцах, печени, сердце, и аспартатаминотрансфераза (АСТ), содержащаяся в особо значительных количествах в клетках сердца и печени (Справочник ..., 2003).

Альбумин определяли спектрофотометрически по его реакции с бромкрезоловым зеленым, при длине волны 628 нм. Активность ферментов определяли кинетическим фотометрическим методом на биохимическом анализаторе StatFax 3300. При определении активности АСТ и АЛТ использованы свойства L-аспартата и L-аланина при взаимодействии с  $\alpha$ -кетоглутаратом в присутствии соответствующей аминотрансферазы образовывать L-глутамат и оксалоацетат или пируват, которые восстанавливаются, соответственно, до яблочной или молочной кислот в реакции с НАДН – скорость изменения оптической плотности растворов при 320 нм прямо пропорциональна активности аминотрансфераз (наборный УФ-метод «ВекторБест», г. Новосибирск).

Из полученных данных видно (рис.), что после внутрижелудочного введения однократно максимальной суточной дозы и пятикратно максимальной разовой дозы парацетамола содержание альбумина в плазме колеблется незначительно в пределах 90–113% от контроля. Активность АСТ и АЛТ увеличивается после однократного введения максимальной суточной дозы в 1,2–1,3 раза (на 22–25%). Активность изученных аминотрансфераз после пятикратного введения максимальной разовой дозы уменьшилась, в частности для АЛТ на 16%.

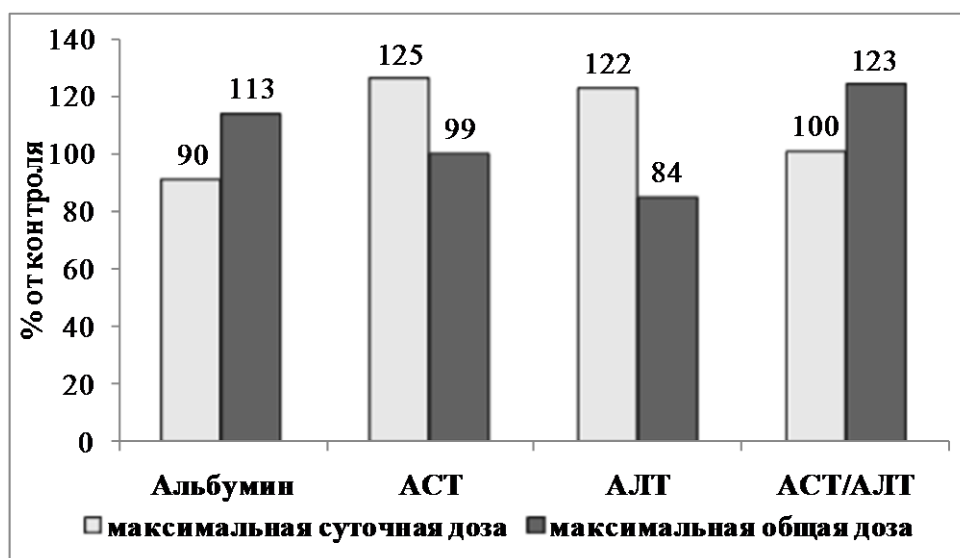


Рис. Содержание альбумина, активность АСТ и АЛТ в плазме крови лабораторных мышей (в % от контроля) после внутрижелудочного введения максимальной суточной дозы и максимальной общей дозы парацетамола

Таким образом, разовое внутрижелудочное введение максимальной суточной дозы парацетамола вызвало большее изменение (увеличение) активностей важнейших аминотрансфераз АСТ и АЛТ, чем после введения максимальной общей дозы. Однако после многократного введения парацетамола увеличение такого важного интегрального показателя как отношение АСТ к АЛТ, известного как коэффициент де Ритиса, указывает на необходимость с осторожностью относиться к долговременному использованию парацетамола при лечении.

#### Литература

Справочник по лабораторным методам исследования / Под ред. Л. А. Даниловой. СПб.: Питер, 2003. С. 169–368 с.

### О ВЛИЯНИИ ТРИХОПОЛА НА НЕКОТОРЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ МЕТАБОЛИЗМА У ЛАБОРАТОРНЫХ МЫШЕЙ

*А. Ю. Иванова, О. М. Плотникова*

*Курганский государственный университет, plotnikom@yandex.ru*

Фитофтороз – одно из самых распространенных грибковых заболеваний, поэтому с наступлением дачного сезона садоводы с опаской ожидают момента, когда на помидорных грядках может начаться вспышка опасного заболевания – фитофтороза. Этот грибок способен за несколько дней уничтожить все томаты. Как выясняется, в последнее время садоводы-любители стали активно применять трихопол при фитофторозе для обработки растений семейства пасленовых, в первую очередь, конечно, томатов, что может приводить к попаданию трихопола в пищу человеку и животным.

Трихопол (метронидазол) широко используется и человеком как эффективный противомикробный и противопаразитный лекарственный препарат, который подавляет развитие простейших организмов, таких как трихомонады, лямблии, амёбы, а также анаэробных бактерий. Указывается, что трихопол может вызвать серьезные побочные эффекты у людей с нарушением функций печени, почек, ЦНС. Согласно инструкции по применению трихопола максимальная суточная и разовая доза может составлять 2000 мг при продолжительности лечения до 7 дней (Машковский, 2005).

Все вышесказанное вызвало наш интерес к изучению влияния трихопола на основные биохимические показатели крови лабораторных мышей с целью выявления его влияния на метаболические процессы у теплокровных организмов.

Для исследования брали мелко растертые таблетки аптечного трихопола и готовили взвесь из расчета максимальной разовой дозы на единицу массы тела животного в пересчете на действующее вещество. Для эксперимента были взяты две опытных группы лабораторных мышей (по 8 самцов) и одна контрольная группа (10 самцов). Опытным группам мышей внутрижелудочно вводили взвесь трихопола: первой группе – однократно максимально разовую дозу (она же максимально суточная), второй группе – пятикратно максимально разовую дозу через каждые двенадцать часов в течение трех суток, что в сумме было равно максимальной общей дозе.

Было отмечено, что после введения трихопола животные были менее активны и меньше ели. После окончания эксперимента мышей декапитировали, отбирали кровь, которую центрифугировали. В полученной плазме крови определяли содержание общего белка, альбумина, а также активность ферментов аланин- (АЛТ) и аспартат- (АСТ) аминотрансфераз (Справочник, 2003).

Биохимические исследования крови дают важную информацию о работе тех или иных органов и всего организма в целом. Анализ крови на общий белок имеет одну из ведущих ролей при оценке состояния организма, так как белок является важнейшим строительным материалом всех органов и тканей организма. Основным белком в плазме крови является альбумин, который составляет примерно 50–65% от общего количества всей плазмы. Альбумин синтезируется в печени и выполняет множество важных функций. Основными являются транспортная функция и поддержание давления в кровяной плазме. Трансаминазы представляют собой ферменты, активность которых больше проявляется в печени, поэтому их обязательно определяют при оценке состояния печени. АСТ как специфический фермент более чувствителен к изменениям, которые происходят в сердечной мышце, печени и головном мозге, а АЛТ является главным показателем заболеваний печени.

Полученные нами данные по содержанию изучаемых субстратов и активность фермента в образцах крови опытных групп мышей рассматривали относительно контрольных групп, выражая в процентах от контроля (табл.).

**Содержание общего белка, альбумина, активность АСТ и АЛТ в плазме крови лабораторных мышей (в % от контроля) после внутрижелудочного однократного и пятикратного введения максимально суточной дозы трихопола**

Вводимые дозы трихопола	Показатели плазмы крови лабораторных мышей			
	Общий белок	Альбумин	АЛТ	АСТ
Максимальная суточная доза (однократное введение)	98	100	104	119
Максимальная общая доза (пятикратное введение максимальной суточной дозы)	110	142	88	75

В результате исследования было отмечено, что внутрижелудочное введение мышам максимальной общей дозы трихопола в течение трех суток оказало большее влияние, чем введение максимально разовой дозы. Содержание в плазме крови опытных групп мышей общего белка, альбумина, АЛТ, АСТ при максимально разовом введении не показало каких-либо достоверно значимых изменений. Введение максимальной общей дозы трихопола привело к увеличению содержания альбумина на 42% и к снижению активности аминотрансфераз на 12 и 25% для АЛТ и АСТ соответственно.

Таким образом, однократное попадание в организм трихопола даже в высокой дозе не привело к существенным изменениям показателей белкового обмена, а многократное попадание трихопола в значительных количествах может приводить у теплокровных животных к увеличению концентрации белка, особенно альбумина и снижению активности важнейших ферментов трансфераз, характеризующих функциональное состояние печени.

#### Литература

- Машковский М. Д. Лекарственные средства. М.: Новая волна, 2005. 906 с.  
Справочник по лабораторным методам исследования / Под ред. Л. А. Даниловой. СПб.: Питер, 2003. С. 182–227.

### СТРУКТУРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ГОЛОВНОГО МОЗГА ПРИ МИАЗЕ У ЛОСЯ

*Е. А. Артемов<sup>1</sup>, И. И. Окулова<sup>1,2</sup>, Д. В. Ерилов<sup>1</sup>, А. А. Загоскин<sup>1</sup>,  
М. А. Баландина<sup>1</sup>, И. Н. Сумкин<sup>1</sup>, В. Д. Груздев<sup>1</sup>, Е. П. Степанов<sup>1</sup>  
<sup>1</sup> ФГБОУ ВО Кировская ГМА Минздрава России,  
<sup>2</sup> ФБГНУ ВНИИОЗ им. проф. Б. М. Житкова, Freeman0597@gmail.com*

Миаз – паразитарная инвазия живого организма млекопитающего или человека личинками мух (оводов), которые растут в хозяине, питаясь его тканью. Носоглоточный овод из рода *Serphomyia* паразитирует на всем пространстве ареала лося в Евразии; он известен в Германии и Прибалтике, на



европейской части РФ, Сибири и в Забайкалье и стоит на первом месте по биологическому значению на Севере РФ в списке эндопаразитов лося. Патология нервной системы нередко сопровождается патогенез многих миазов. Однако микроскопическому изучению головного мозга уделяется недостаточно внимания, это связано со сложностью фиксации и исследования головного мозга. Ветеринарные врачи нередко ограничиваются макроанатомическим исследованием оболочек мозга, между тем гистологические исследования позволяют прояснить ряд особенностей патогенеза паразитозов. Так, например, при проведении гистопатологических исследований головного мозга при цефеномийозе были обнаружены признаки серозного менингоэнцефалита, что доказывает токсическое и аллергическое действие личинок овода на головной мозг.

Первые упоминания о менингите встречаются в трудах Павла Эгинского в 7 веке, Ибн Сины в 11 веке, G. F. Ingrassia в 16 веке. Линиссен в 1887 г. впервые предложил классификацию воспаления оболочек головного мозга. Начало изучению серозного менингита положил Г. Квинке, предложив в 1893 году метод прижизненного исследования цереброспинальной жидкости. Вскоре С. Voninghaus, в 1897 г., установил существование особой формы болезни – острого серозного менингита. В начале XX века взгляд на серозный менингит изменился. Л. О. Даркшевич в 1909 г. выделил в серозном менингите первичную и вторичную (возникающую при инфекции, интоксикации или травме) формы. А. J. Wallgren в работе «Новое инфекционное заболевание центральной нервной системы» в 1925 г. описал эпидемическую вспышку острого серозного менингита, названного им «асептический серозный менингит». паразитирует на всем пространстве ареала лося в Евразии; он известен в Германии и Прибалтике, на европейской части РФ, Сибири и в Забайкалье. Как правило, в сроки, когда можно встретить личинок носоглоточного овода из рода *Serphomyia*, обнаружена поголовная зараженность всех добытых зверей. В частности, представители семейства *Oesteridae* стоят на первом месте по ЭИ, в большей степени, чем гельминты (кишечные и диктиокаулез) (Окулова и др., 2015; 2016). Установлено по данным отечественных исследователей широкое распространение носоглоточного овода в лесных зонах РФ, на фоне снижения популяции насекомых в Московской области. Личинки носоглоточного овода встречаются до 8–10 июля включительно, и, как правило, лоси, убитые весной, все поражены ими. Лёт взрослой формы отмечается с 20 июля по 3 сентября. Самки овода впрыскивают своих живых личинок налету, приближаясь к голове и ноздрям животного (Окулова и др., 2015). Мельчайшие, очень подвижные личинки, попав в жидкий субстрат назального секрета, быстро продвигаются в носовую и глоточную полости, где, видимо, и зимуют, задерживаясь в развитии до весенних месяцев – апреля-мая. Выпадение взрослых личинок у животных происходит с июня по июль. Состояние куколки (пура) длится около месяца. У одного зверя часто встречаются личинки на разных стадиях развития, что можно объяснить неоднократными откладываниями оводом живых личинок. Локализуются личинки в глоточных пазу-

хах, плотно присосавшись к ткани и выставив хвостовую часть с парой отверстий для дыхания. Отсюда они часто проникают в заднюю часть носовой полости, синусы и в евстахиевы трубы. Личинки оказывают токсическое воздействие на мозг и его оболочки, с аллергизацией животного (Окулова, Жданова, 2015; 2016). В патогенезе эстрозных энцефалитов, кроме непосредственного действия возбудителей инфекции на ткань мозга, определенное значение имеют и аллергические реакции, значение которых, по-видимому, особенно велико при подострых формах энцефалита. Это обусловлено паразитированием большого количества личинок. Патогистологическая картина эстрозных энцефалитов существенным образом изменяется в зависимости от стадии заболевания. При острых формах энцефалита доминируют циркуляторные нарушения и экссудативные реакции, периваскулярные инфильтраты, невронофагические процессы. При затяжном течении инфильтраты исчезают и на первый план выступают пролиферативные явления (в том числе пролиферация астроцитов), возникновение очагов деструкции нервной ткани, которые могут принимать либо спонгиозный характер, напоминая губчатую энцефалопатию (Окулова, 2016). Хронические формы энцефалита ведут к фибриллярному глиозу и демиелинизации, а иногда и к атрофическим изменениям определенных отделов мозга.

Материал и методы. Материалом для исследований служил головной мозг лося. При вскрытии брали кусочки головного мозга, которые фиксировали в 5%-ном нейтральном растворе формалина. Материал обрабатывали по Г. А. Меркулову (1969), гистологические срезы, окрашивали гематоксилин Майера и эозином.

На территорию города Кирова случайно зашел лось. Животное было истощено, реакция на раздражители снижена, наблюдалась статическая и динамическая атаксия. У лося наблюдали клиническую картину менингита. При патологоанатомическом вскрытии установили случай паразитирования более 300 личинок цефеномии. При вскрытии отмечали скопление серозного экссудата в зоне перекрёста зрительных нервов, на нижне-боковой поверхности моста, мозжечка и продолговатого мозга, то есть в области расположения наиболее крупных субарахноидальных ликвороносных цистерн. Мягкие оболочки, эпендима и сосудистые сплетения гиперемированы, отёчны, тускловаты, с множественными кровоизлияниями. Ярко выражены макроскопические признаки энцефалита (гиперемия, мелкие кровоизлияния, набухание мозга). Диагноз энцефалита подтвержден после гистологического исследования нескольких отделов головного мозга. При микроскопическом исследовании отмечали следующую картину: воспалительную инфильтрацию вокруг сосудов, изменения в сосудистой стенке, диффузную пролиферативную реакцию микро- и олигодендроглии. Эстрозный энцефалит, несмотря на длительность течения, по гистокартине приближается к подострому и относится к токсико-аллергическим поражениям ЦНС, что подтверждается отсутствием экссудативно-пролиферативных процессов.

## Литература

Меркулов Г. А. Курс патолого-гистологической техники. Л.: Медицина, 1969. С. 376.

Окулова И. И., Жданова О. Б., Ашихмин С. П., Кокорина А. Е., Часовских О. В., Ерилов Д. В., Горохов В. А. Особенности цефеномийоза, вызванного с *Sephenomyia ulrichii* в Кировской области и некоторые вопросы его профилактики // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2016. № 7–6. С. 1003–1006.

Окулова И. И., Миньков С. И., Кокорина А. Е., Жданова О. Б., Ашихмин С. П. К вопросу паразитирования *Sephenomyia ulricchii* // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2016. № 7–3. С. 515.

Окулова И. И., Жданова О. Б. Патологоморфологические изменения в органах дыхания и некоторые аспекты патогенеза при диктиокаулезе лося // Российский паразитологический журнал. 2015. № 3. С. 53–56.

Окулова И. И., Жданова О. Б. Прионные инфекции, некоторые аспекты их диагностики и профилактики // Вятский медицинский вестник. 2016. № 1. С. 21–24.

## ПРОФИЛАКТИКА ТОКСОКАРОЗА НА ЗВЕРОФЕРМАХ И ОБЕСПЕЧЕНИЕ БИОБЕЗОПАСНОСТИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

*С. П. Ашихмин, Л. А. Написанова, А. В. Смирнова, Е. А. Сайкина,  
Д. В. Россохин, А. А. Волков*

*ФГБОУ ВО Кировская ГМА Минздрава, K7@kirovgma.ru,  
ФГБНУ ВНИИП им. К. И. Скрябина ФАНО РАН, napisanova2015@yandex.ru*

В настоящее время навоз со звероферм является отходом, однако, в Финляндии и России разработана рецептура удобрений на основе навоза плотоядных. Так, например, компания ООО Тонэкс «БИУД» запустила собственное производство биокомпоста. Биокомпост является универсальным, концентрированным, а самое главное – экологически безопасным удобрением, которое используется для выращивания как плодово-ягодных, так и декоративных культур. Это биоорганическое удобрение, выпускаемое под торговой маркой «БИУД», может использоваться при посадке и выращивании любых растений. Для его создания используются как традиционные приемы компостирования, так и финские технологии использования навоза со звероферм. Основой для создания компоста «БИУД» служит низинный торф, торф верховой, помет сельскохозяйственных птиц, навоз крупного рогатого скота, помет пушных плотоядных зверей. Таким образом, разработка технологии обезвреживания навоза со звероферм является перспективным направлением в паразитологии, в этой связи испытывали 0,1% раствор азидата натрия, эффективный в отношении яиц гельминтов (Жданова, 2007; Ашихмин и др., 2010; 2012; Мартусевич, 2012). В качестве индикатора эффективности обеззараживания исследовали параметры уничтожения яиц токсокар. Токсокароз, один из опаснейших зоонозов, до сих пор остается одним из распространенных гельминтозов, особенно в условиях концентрации животных на зверофермах.

*Toxocara canis* – гельминт серо-желтого цвета, их длина 6–18 см, яйца темные (до 0,075 мм) с хорошо выраженными плотными оболочками, имеют

ячеистость, выделенные наружу больными животными, достигают инвазионности при достаточных условиях температуры и влажности за 8–15 суток. Личинка, освободившаяся из яйца, внедряется в подслизистую основу, далее в кровеносные сосуды и мигрирует. В тонком отделе кишечника гельминт достигает половой зрелости за 20–21 суток. После чего гельминтоз диагностируют при исследовании фекалий по Фюллеборну (Написанова и др., 2016). Однако, часто в период миграции в организме личинки попадают в ткани, где сохраняют жизнеспособность более года. В дальнейшем при наступлении беременности у самок, часть этих личинок активизируется и мигрирует через плаценту в кровь щенков, в результате токсокароз наблюдают у новорожденных щенков. Таким образом, в связи с тем, что токсокароз является наиболее опасным гельминтозом, а яйца токсокар самыми устойчивыми во внешней среде среди всех паразитов, изучали действие растворов производных азотистоводородной кислоты на яйца токсокар при обеззараживании фекалий плотоядных.

Яйца токсокар на стадиях эмбрионального развития (4–8 бластомеров) получали из фекалий плотоядных зверофермы методом отмывания в дистиллированной воде. Жизнеспособные яйца помещали по  $40 \pm 3$  –  $50 \pm 10$  экземпляров в чашки Петри с испытуемыми растворами азидата натрия в концентрациях 0,1; 0,2; 0,3; 0,5; 1; 1,5; 3; 5%, хранили в темном месте при температуре  $+22$ – $26^\circ\text{C}$ . Контрольные серии яиц токсокар помещали в чашки Петри с физраствором и содержали в тех же температурных условиях, что и опытные партии. Жизнеспособность яиц определяли путем микроскопирования по внешнему виду (изменение окраски и формы оболочки, наличие деформаций, искривлений и разрушений оболочки) и состоянию внутреннего содержимого (стадия развития, количество бластомеров, наличие вакуолей, личинок и степень их подвижности). При применении концентрации выше 1% яйца *T. canis* темнеют в течение первых часов контакта со всеми испытуемыми концентрациями раствора. Содержимое в потемневших яйцах при микроскопическом исследовании не просматривается. Структура и целостность оболочек без видимых изменений. На 3 сутки оболочка яиц, содержащихся в растворах меньшей концентрации, просветляется. В яйцах, находившихся в термостате, были видны зародыши на стадиях от 4 бластомеров, до 8 бластомеров (в 0,1% и 0,2% растворах). В контроле за этот промежуток опыта яйца достигли стадии 16–32 бластомеров. Были отмечены многочисленные митозы. В начале 2-й недели в испытуемых растворах паразит был на стадии полусформированной личинки. А в контроле к этому дню сформировались хорошо видимые личинки. В 0,3% растворе через 24 часа происходит гибель личинок и деструкция яиц, разрушались и сморщивались оболочки и лизировалось содержимое яйца, в связи с чем использовали данную концентрацию для обеззараживания фекалий.

Следующим этапом проводили изучение действия раствора на нативные фекалии: помещали навески по 100 г. фекалий от больных животных в 100 мл раствора азидата натрия, емкости хранили в темном месте при темпера-

туре +22–26°C и исследовали методом флотации. Контрольные пробы фекалий от зараженных животных заливали физиологическим раствором и помещали в аналогичные условия. По истечении вышеуказанного времени проводили исследование фекалий контроля. В результате установили, что в опытной партии содержалось 5 яиц токсокар во флотационной пленке, в контроле 30 яиц. Осадок исследовали отдельно, навески по 1 г помещали в чашку Петри и просматривали при 80 кратном увеличении. В результате установили, что в опытной партии имелись частично разрушенные яйца в количестве 10 экз./г, в контроле содержалось 20 экземпляров без видимых изменений. Дальнейшее инкубирование вышеуказанных яиц показало, что яйца опытной партии не развиваются, в то время как в контроле хорошо просматривались сформировавшиеся личинки. Данные подтверждают предыдущие исследования в отношении яиц алярий (Масленникова и др., 2010). Учитывая вышесказанное можно разработать технологию обеззараживания яиц токсокар, содержащихся в фекалиях животных звероферм на основе внесения их в 0,3% раствора азида натрия. Однако широкому внедрению в практику препарата должны предшествовать исследования эффективности обеззараживания патогенных микроорганизмов, возбудителей зоонозов и безопасности препарата для окружающей среды (Попов и др., 2010).

#### Литература

Ашихмин С. П., Мартусевич А. К., Жданова О. Б. Азид натрия: некоторые физико-химические свойства и потенциальное место в дезинфектологии // Здоровье населения и среда обитания. 2012. № 4. С. 43–45.

Ашихмин С. П., Домрачева Л. И., Жданова О. Б., Кондакова Л. В., Мутошвили Л. Р., Попов Л. Б. Экологические аспекты применения азида натрия в качестве консерванта и дезинфектанта почв урбанизированных территорий // Российский паразитологический журнал. 2010. № 2. С. 24–29.

Жданова О. Б. Паразитозы плотоядных: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт гельминтологии им. К. И. Скрябина. 2007.

Мартусевич А. К., Перетягин С. П., Ашихмин С. П., Жданова О. Б. К вопросу изучения действия соединений азота на организм на примере оценки влияния нитроксилирования на кристаллогенные свойства сыворотки крови // Здоровье населения и среда обитания. 2012. № 12. С. 41–43.

Написанова Л. А., Жданова О. Б., Окулова И. И., Ашихмин С. П., Березина Ю. А., Часовских О. В. Токсокароз пушных зверей и домашних плотоядных: гематологические показатели // Российский паразитологический журнал. 2016. № 2 (36). С. 210–216.

Масленникова О. В., Жданова О. Б., Мартусевич А. К., Ашихмин С. П., Клюкина Е. С. Распространение *Alaria alata* в Кировской области и некоторые особенности ее сокристаллизации с растворами дезинфектантов // Российский паразитологический журнал. 2010. № 3. С. 73–76.

Попов Л. Б., Домрачева Л. И., Жданова О. Б. Биологическая оценка риска от применения азида натрия при дезинвазии урбаноземов // Сб. материалов VIII НПК: Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации. Коми НЦ УрО РАН, ВГГУ 2010. С. 114–117.

## **ВЛИЯНИЕ ВЗАИМНОЙ АДАПТАЦИИ ПАРАЗИТА И ХОЗЯИНА НА ИММУНОМОРФОЛОГИЧЕСКИЕ И ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ**

*Л. А. Написанова, С. А. Жданова, Е. А. Матуз, О. А. Мищенко,  
Р. Т. Негматулин, Я. С. Вотинцева, В. А. Поздеева*  
ФГБОУ ВО Кировская ГМА Минздрава, K7@kirovgma.ru,  
ФГБНУ ВНИИП им. К. И. Скрябина ФАНО РАН, napisanova2015@yandex.ru

Являясь по отношению к организму хозяина антигенными, секреторно-эксекреторные продукты паразитов стимулируют выработку антител. Такую стимуляцию могут производить и несекретируемые белки паразита после его гибели и разрушения клеток, особенно в период миграции, когда наблюдаются наиболее острые противоречия между паразитом и хозяином. В этот период происходит непосредственный контакт паразита с внутренней средой хозяина, представленной лимфоидной тканью ассоциированной с кишечником и, таким образом, с его иммунной системой. Просвет кишечника, как известно, является внешней средой, а лимфоидная ткань барьером с ней. Для уточнения ряда аспектов патогенеза гельминтозов и функционирования системы паразит-хозяин проводили исследования комплектов кишечника и крови плотоядных в зверохозяйствах Кировской области стандартными гематологическими, кристаллоскопическими и иммунологическими методами (в реакции кольцепреципитации в капилляре (РКПК) с антигеном, приготовленным из половозрелых токсокар) с использованием программного обеспечения для анализа в медицине и биологии Vision Bio (Epi) West medical produktions und Handels GmbH (Austria). Определяли количество лейкоцитов, эритроцитов и подсчитывали лейкоформулу. Выявление яиц гельминтов в фекалиях плотоядных (песцов, серебристо-черных, рыжих лисиц и норок) проводили методом флотации по Фюллеборну до и после дегельминтизации тетрализолом групповым способом.

В РКПК положительно реагировали 95% проб сыворотки крови плотоядных животных в зверохозяйствах, за исключением норок и соболей, у которых аскариозы в Кировской области регистрируются крайне редко исключительно в дикой природе. Кристаллоскопический анализ сыворотки не отличался от здоровых животных в отличие от такового при тканевых гельминтозах, при которых наблюдали изменение как основных, так и дополнительных параметров (Мартусевич, Жданова, 2006; 2012) Количество яиц в 1 г фекалий после дегельминтизации снизилось, как и некоторые гематологические показатели (абсолютное количество лейкоцитов и гранулоцитов, уровень гемоглобина), однако экстенсивность инвазии оставалась высокой. Основными причинами снижения уровня тромбоцитов при гельминтозах являются нарушение их продукции вследствие белкового голодания и/или повышенное разрушение тромбоцитов в результате алергизации, более важным гематологическим маркером остается абсолютное или относительное повышение числа

эозинофилов. При лабораторном исследовании крови до дегельминтизации у песцов выявили от 10 до 15% эозинофилов (при РКПК +++), у лисиц – от 13 до 17% (РКПК +++), у енотовидной собаки – от 11 до 13% (РКПК +++), у всех опытных животных, после дегельминтизации наблюдали снижение до 7–11% (РКПК+) у песцов, до 7–10% (РКПК+) у енотовидной собаки и 7–14% (РКПК++) у лисиц. Несмотря на то, что эозинофилия встречается при достаточно большом числе заболеваний, однако в сочетании с РКПК с антигеном из токсокар может быть важным диагностическим критерием.

Для повышения эффективности прижизненной диагностики необходимо получение очищенного соматического фракционированного антигена из *Tcanis*. Фракционирование цельного экстракта из половозрелых токсокар проводили гель-хроматографией на колонке (Pharmacia) размером 16x70 см по методике ВИГИС, в модификации Л. А. Написановой (2004; 2016). Колонку заполняли Superose 12 Prep Grade и уравнивали 20 мМ раствором натрия-фосфата, натрия хлорида рН 7,0 и 0,025% бромонитродиоксиана. Скорость потока 30 мл/час поддерживали перистальтическим насосом Microperplex (Pharmacia). Фракции собирали по 3 мл в пробирку, а содержание белка в них контролировали на детекторе Uvicord SII, ABS-Range – 0,5 (Pharmacia). Скорость бумаги на самописце – 0,2 мм/мин. Хроматография проводилась при комнатной температуре. В процессе гель-хроматографии получили 62 белковые фракции. Содержание белка во фракциях определяли на спектрофотометре Ultrospec II при 280 нм в 1 см кювете. Содержание белка варьировало в пробах от 9 мкг/мл до 920 мкг/мл. У фракций с № 1 по № 16 содержание белка не превышало 10 мкг/мл. Далее фракции: №№17–28 содержали более 82 мкг/мл. Для определения чувствительности и специфичности реакции на основе ИФА при токсокарозе людей и животных провели исследования сывороток из серологического банка. Исследовали 46 сывороток людей, из которых: 7 – с диагнозом токсокароз, 5 – с диагнозом эхинококкоз, 3 – трихинеллез, 1 – описторхоз и 30 – пробы от доноров. Ложноположительную реакцию дали 4 сыворотки, ложноотрицательную – ни одной, сомнительную – 1 сыворотка с токсокарозом. Чувствительность реакции в данном опыте достигала 100%, а специфичность – 91,3%. У животных реакция ИФА, как и РКПК обладала 100% чувствительностью, и значительно превосходила РКПК по специфичности.

При исследовании морфологических изменений полосовидной пейеровой бляшки плотоядных при токсокарозе и токскарриозе, обнаружили ее увеличение в 1,52 и 1,51 раза, соответственно. Помимо изменений размеров наблюдали изменение формы. Например, у песцов происходило увеличение ширины бляшки в дистальном отделе, а в проксимальном ширина оставалась практически неизменной. Помимо сгруппированных, многочисленных узелки в слизистой оболочке и подслизистой основе реагируют на инвазию увеличением их размеров и появлением светлых центров, выраженных в большей степени у псовых, нежели у грызунов. Хотя считается, что паразиты могут сами синтезировать некоторые белки, не отличающиеся по своей

структуре от белков хозяина и поэтому не проявляющие антигенности, что объясняется параллельной эволюцией белков в системе «паразит – хозяин», но иммунологические противоречия в специфической системе «паразит – хозяин» менее выражены, чем в неспецифической, эволюционно более новой, не сформировавшейся (Жданова, 2007). Нет прямых данных в отношении полной идентичности некоторых белков паразитов и их хозяев, хотя в ряде случаев это вполне возможно. Все же, на наш взгляд, более вероятным представляются взаимные адаптации паразита и хозяина, выражающиеся в минимизации различий в структуре их белков, что воспринимается как идентичность.

### Литература

Жданова О. Б. Паразитозы плотоядных. Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт гельминтологии им. К. И. Скрябина. 2007. 56 с.

Написанова Л. А. Диагностическая эффективность иммуноферментных тест-систем (ифр- и дот-ифа) при трихинеллезе свиней: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2004, 22 с.

Написанова Л. А., Жданова О. Б., Окулова И. И., Ашихмин С. П., Березина Ю. А., Часовских О. В. Токсокароз пушных зверей и домашних плотоядных, гематологические показатели // Российский паразитологический журнал. 2016. № 2 (36). С. 210–216.

Мартусевич А. К., Жданова О. Б., Зверева Т. А. О кристаллогенезе биосубстратов животных // Вятский медицинский вестник. 2006. № 3–4. С. 33–38.

Мартусевич А. К., Жданова О. Б. Информативность исследования свободного кристаллообразования при зоонозах на модели лабораторных животных // Известия высших учебных заведений. Поволжский регион. 2006. № 1. С. 30–39.

Мартусевич А. К., Жданова О. Б., Написанова Л. А. Биокристалломик в паразитологии: современное состояние, возможности и перспективы // Российский паразитологический журнал. 2012. № 4. С. 77–88.



Научное издание

**Биодиагностика состояния  
природных и природно-техногенных  
систем**

Материалы  
XIV Всероссийской научно-практической  
конференции с международным участием

5–8 декабря 2016 г.  
Книга 1

*Редактор: Т. Я. Ашихмина*

*Верстка: Е. М. Кардакова*

Подписано к печати 28.11.2016. Формат 60 x 84/16.  
Бумага офсетная. Гарнитура Times.  
П. л. 27,9. Тираж 100 экз. Заказ 98.

Вятский государственный университет,  
610000, г. Киров, ул. Московская, 36.

ООО «Издательство «Радуга-ПРЕСС»,  
610002, г. Киров, ул. Лепсе, 69–48  
E-mail: raduga-press@list.ru  
тел. (8332) 208-964

Отпечатано с готового оригинал-макета  
в типографии ООО «Издательство «Радуга-ПРЕСС».