

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ  
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

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

**ЭКОЛОГИЯ РОДНОГО КРАЯ:  
ПРОБЛЕМЫ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ**

Материалы XII Всероссийской научно-практической  
конференции с международным участием  
13–14 апреля 2017 г.

Книга 1

Киров 2017

ББК 20.1+74.200.57

Э 40

ХII Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Экология родного края: проблемы и пути их решения» проводится в рамках Форума «ЭкоКиров-2017», мероприятий, посвященных Году экологии в Российской Федерации и в соответствии с Программой развития ВятГУ на 2016–2020 годы

Печатается по решению редакционно-издательского совета  
Федерального государственного бюджетного образовательного учреждения  
высшего образования «Вятский государственный университет»

**Редакционная коллегия:**

С. В. Дёгтева, д. б. н.; С. Г. Литвинец, доцент, к. с.-х. н.; Т. Я. Ашихмина, проф., д. т. н.; Л. И. Домрачева, проф., д. б. н.; Л. В. Кондакова, проф., д. б. н.; Н. П. Савиных, проф., д. б. н.; И. Г. Широких, с. н. с., д. б. н.; Е. В. Береснева, доцент, к. 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.; Е. Н. Резник, доцент, к. б. н.; С. Г. Скугорева, н. с., к. б. н.; Н. В. Сырчина, доцент, к. х. н.; А. С. Тимонов, н. с.; С. В. Шабалкина, доцент, к. б. н.

Э 40 Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы ХII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Книга 1. (г. Киров, 13–14 апреля 2017 г.). Киров: ВятГУ, 2017. 257 с.

ISBN 978-5-98228-131-9

В сборник материалов ХII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Экология родного края: проблемы и пути их решения», которая посвящена Году экологии в Российской Федерации, вошли результаты исследований экологического состояния территории Кировской области и других регионов. Особое внимание уделено освещению механизмов и методов оценки устойчивого функционирования экосистем.

Значительное место в сборнике занимают материалы по изучению состояния биоразнообразия, динамики популяций растений, животных и микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. Представлены работы по химии и экологии почв, а также освещены отдельные аспекты социальной экологии, экологического образования и воспитания.

Сборник материалов конференции предназначен для научных работников, преподавателей, специалистов природоохранных служб и ведомств, аспирантов, студентов высших учебных заведений.

За достоверность сведений, изложенных в статьях, ответственность несут авторы.

Мнение редакции может не совпадать с мнением авторов материалов.

Благодарим руководство филиала «КЧХК» АО «ОХК «УРАЛХИМ» в г. Кирово-Чепецке за партнерство и сотрудничество.

ISBN 978-5-98228-131-9

ББК 20.1+74.200.57

© ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет», 2017

© ФГБУН Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, 2017

# СОДЕРЖАНИЕ

## СЕКЦИЯ 1

### ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ И МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ

<i>Кургузкин М. Г., Кургузкин П. М.</i> Вариант интегрального критерия оценки экологического состояния территории .....	8
<i>Боровлёв А. Ю., Шуктомов Н. В.</i> Применение данных дистанционного зондирования в мониторинге динамик лесозаготовок .....	12
<i>Адамович Т. А., Кантор Г. Я.</i> Оценка площадей затопления территорий в период весеннего паводка по данным дистанционного зондирования Земли .....	16
<i>Адамович Т. А., Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я., Савиных В. П.</i> Применение данных Landsat 8 при изучении природных комплексов .....	19
<i>Рутман В. В., Адамович Т. А., Ашихмина Т. Я.</i> Применение данных дистанционного зондирования земли в мониторинге природных объектов заказника «Пижемский».....	23
<i>Адамович Т. А., Кантор Г. Я., Князева Е. В.</i> Сезонная динамика вегетационного индекса NDVI на территории заповедника Нургуш .....	26
<i>Злобина Т. Г.</i> Спутниковый мониторинг водных объектов на территории Удмуртской Республики .....	28
<i>Шкляев К. М., Бородатый И. Л.</i> Положение верхней границы тропосферы в г. Кирове.....	32
<i>Сорокина А. С., Гниломедов В. Д., Каткова М. Н.</i> Плутоний в приземном слое атмосферы в районах расположения локальных источников радиоактивного загрязнения.....	34
<i>Пупышева С. А., Жуйкова И. А., Бородатый И. Л.</i> Мониторинг воздушной среды городских агломераций спорово-пыльцевым методом.....	39
<i>Жданова О. Б., Написанова Л. А., Мартусевич А. К., Ковалева Л. К., Россохин Д. В., Чашиников Д. А.</i> К вопросу о диагностике трихинеллеза свиней и кабанов, перспективы его мониторинга.....	45
<i>Пономарёв Д. П., Данилов Д. Н., Ашихмина Т. Я.</i> Седиментационный анализ осадка очистных сооружений .....	48
<i>Шаров С. А., Танюшкин А. Е., Брызгалова Е. В., Ашихмина Т. Я.</i> Определение класса опасности отхода «бетонно-солевая масса при обезвреживании водно-солевого слоя детоксикации зомана» .....	51
<i>Шаров С. А., Танюшкин А. Е., Мариничева М. А., Ашихмина Т. Я., Тимонов А. С.</i> Исследование воздействия объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» на грунтовые воды .....	57
<i>Шаров С. А., Тимонов А. С., Танюшкин А. Е., Мариничева М. А., Ашихмина Т. Я.</i> Исследование пойменных озёр в районе объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский».....	60

<b>Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я.</b> К вопросу о сочетанном воздействии солей тяжелых металлов на биометрические показатели ячменя <i>Hordeum vulgare</i> L.....	63
<b>Бердникова Е. А., Колобова В. Д., Тюкалова Ю. А., Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я.</b> Изучение воздействия солей тяжелых металлов на активность каталазы в почвенных образцах.....	68
<b>Солодянкина И. С., Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я.</b> Особенности воздействия цинка, кадмия и свинца на вегетативные органы ячменя <i>Hordeum vulgare</i> L.....	72
<b>Болюбаш Р. А., Русских А. Э., Петухова Е. С., Будина Д. В., Григорьев В. В., Ашихмина Т. Я.</b> Сравнительный анализ сезонной динамики содержания аммонийного азота и соединений тяжелых металлов в почве пойменных участков.....	75
<b>Макаренко З. П., Зеленина Т. С.</b> Исследование процесса сорбции на белом угле методом сканирующей электронной микроскопии и определение экономической целесообразности использования белого угля для физико-химической очистки промывных вод гальванических производств.....	79
<b>Тихомирова Е. И., Белова М. Ю., Абросимова О. В.</b> Экологический мониторинг городских почв овражно-балочной сети (на примере г. Саратова).....	82
<b>Пономарёв Д. П., Ашихмина Т. Я.</b> Изучение влагоотдающих и термических свойств осадка очистных канализационных сооружений.....	87

## СЕКЦИЯ 2

### БИОИНДИКАЦИЯ И ИННОВАЦИОННЫЕ МЕТОДЫ В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ

<b>Петраш В. В., Броницкая Е. А., Хазагеров С. М., Литаева М. П., Сухонин П. Н.</b> Применение интегрального биологического контроля для оценки радиационного и химического загрязнения экосистем.....	90
<b>Майстренко Т. А., Рыбак А. В.</b> Оценка качества воды р. Теча методами биотестирования.....	93
<b>Жолобова Ю. С., Ашихмина Т. Я.</b> Оценка влияния сточных вод предприятия АО «Кировские коммунальные системы» на состояние воды р. Вятки.....	98
<b>Хорошавина М. В., Адамович Т. А., Будина Д. В.</b> Экологическое состояние малых рек г. Кирова.....	101
<b>Скугорева С. Г., Домрачев И. А., Домрачева Л. И.</b> Осенне-зимняя динамика ионного состава и содержания микроорганизмов в воде из родников г. Кирова.....	104
<b>Максимова Е. И., Ашихмина Т. Я.</b> Физико-химическая и токсикологическая оценка качества воды прудов.....	108
<b>Клепцов А. С., Адамович Т. А., Скугорева С. Г., Кутявина Т. И.</b> Определение ионного состава поверхностных водных объектов в районе г. Советска.....	111

<b>Князева Е. В., Адамович Т. А., Скугорева С. Г.</b> Химический анализ вод озера «Кривое» заповедника «Нургуш».....	115
<b>Новоселова А. Д., Ятманова Н. М., Малюта О. В., Таланцев В. И.</b> Оценка степени загрязнения р. Монага.....	117
<b>Дремичева Е. С., Бахтигареева Л. Р.</b> Интенсификация сорбционной очистки сточных вод от нефтепродуктов.....	119
<b>Лялина Е. И., Сивкова С. А., Козьминых В. В., Мингазов М. А., Рязанова Е. В.</b> Особенности применения различных материалов для очистки водных растворов от ионов меди .....	122
<b>Иванова К. В., Резник Е. Н.</b> Сравнение эффективности очистки воды электролизом, простой гальванокоагуляцией и с применением природного сорбента опоки .....	125
<b>Хрусталева М. А.</b> Мониторинговые эколого-биогеохимические методы исследования природных и антропогенных ландшафтов с оценкой их состояния .....	127
<b>Фокина А. И., Домрачева Л. И., Зыкова Ю. Н., Леонова К. А., Казакова Д. В., Скугорева С. Г.</b> Оценка состояния почвы с использованием методов биотестирования и биоиндикации .....	130
<b>Фокина А. И., Зыкова Ю. Н., Казакова Д. В., Домрачева Л. И., Леонова К. А., Малыгина О. И.</b> Влияние возрастающих концентраций ионов меди(II) на фитотоксичность торфяных вытяжек .....	134
<b>Фокина А. И., Скугорева С. Г., Кугувалова М. А., Зыкова Ю. Н., Домрачева Л. И.</b> Влияние ионов свинца(II) и меди(II) на уреазную и каталазную активность <i>Vacillus mesentericus</i> .....	137
<b>Яковлева Е. В., Габов Д. Н.</b> Особенности накопления полиаренов <i>Pleurozium schreberi</i> под действием угледобывающей и углеперерабатывающей промышленности .....	140
<b>Рачкова Н. Г., Шапошникова Л. М., Шуктомова И. И.</b> Аккумуляция урана и радия мохообразными в условиях техногенного загрязнения .....	144
<b>Скугорева С. Г., Эсаулова А. К., Фокина А. И., Кулаков В. Н.</b> Аккумуляция цинка и кобальта растениями ячменя в присутствии цеолита и гидрофосфат-ионов .....	149
<b>Таляр А. С., Скугорева С. Г., Маркова А. В., Камнева А. А., Кручинина Н. В., Ашихмина Т. Я.</b> Влияние ионов тяжелых металлов на рост и накопление биомассы растениями ячменя .....	154
<b>Караваяев Л. Л., Таляр А. С., Скугорева С. Г., Ашихмина Т. Я.</b> Влияние катионов алюминия и свинца(II) на прорастание семян и рост проростков ячменя сорта Новичок .....	158
<b>Зимонина Н. М., Бобрецова В. Р., Олькова А. С., Лялина Е. И.</b> Альгоиндикация состояния урбаноземов в районах автозаправочных станций г. Кирова .....	161
<b>Фалалеева Е. А., Резник Е. Н.</b> Штурмгласс как возможная модель нелинейной экологической системы .....	163

<b>Баскин З. Л.</b> Промышленный газохроматографический контроль состава, расхода и количества выбросных технологических газов .....	168
<b>Навалихина О. В., Макаренко З. П., Абатурова В. А.</b> Исследование влияния химической природы пластификаторов на экотоксические свойства пластизолов на основе поливинилхлорида .....	172

### СЕКЦИЯ 3

#### СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ.

#### ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБРАЗОВАНИЕ И ВОСПИТАНИЕ

<b>Точилкина Н. В.</b> Индекс удельного жизненного пространства как индикатор медико-экологического состояния жителей г. Саратова .....	176
<b>Степанов А. А., Хохлов А. А., Рябова Е. В.</b> Состояние природопользования в Сунском районе Кировской области.....	179
<b>Иванкова К. А., Соловьёва Е. С.</b> Оценка изменения физико-химических и токсикологических показателей питьевой воды в процессе хранения при различных условиях .....	181
<b>Деньгина Ю. В., Тюлькина А. А., Даровских Л. В.</b> Исследование некоторых показателей качества чая .....	185
<b>Глазырина Н. А., Береснева Е. В.</b> Оценка качества плавленых сыров различных отечественных производителей .....	187
<b>Рахимова Ю. Н., Даровских Л. В., Зайцев М. А.</b> Оценка качества реализуемой в торговой сети ряженки по содержанию основных питательных веществ .....	190
<b>Кириллова С. А., Даровских Л. В., Зайцев М. А.</b> Оценка качества реализуемых в торговой сети пряников физико-химическими методами .....	192
<b>Сетюкова Н. П., Сырчина Н. В., Даровских Л. В.</b> Организация дистанционного консультирования специалистов сельских пекарен по вопросам качества сырья и готовой продукции .....	195
<b>Ашихмин С. П., Клюкина Е. С., Жданова О. Б., Волков А. А., Смирнова А. В.</b> Азид натрия – консервант биологических материалов .....	199
<b>Олькова А. С., Будина Д. В., Крюков В. С.</b> Оценка безопасности изделий из поливинилхлорида .....	202
<b>Богатырёва Н. Н., Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н.</b> Использование глауконитового концентрата Верхнекамского фосфоритного рудника для улучшения агрохимических свойств аммиачной селитры .....	206
<b>Татарина Е. Е., Сырчина Н. В.</b> Органоминеральные удобрения с гуматами на основе Верхнекамских фосфоритов .....	210
<b>Мелентьева И. А., Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н.</b> Перспективы использования глауконитового концентрата Вятско-Камского месторождения в сельском хозяйстве .....	214
<b>Пояркова А. А., Товстик Е. В.</b> Влияние добавок различной природы на активацию фосфоритной муки Верхнекамского месторождения .....	218
<b>Григорьев В. В., Сырчина Н. В., Слотина С. Н.</b> Использование золы подсолнечника для производства бесхлорных минеральных удобрений .....	221

<b>Слотина С. Н., Ярмоленко А. С.</b> Создание органоминерального удобрения на основе золы подсолнечника и торфогеля.....	224
<b>Маркина Е. О., Сырчина Н. В., Олькова А. С.</b> Исследование протекторных свойств торфогеля .....	227
<b>Полушина И. С., Фадеева А. С., Сырчина Н. В.</b> Производство органоминеральных удобрений на основе куриного помета.....	230
<b>Шубин А. С., Береснева Т. П., Сырчина Н. В.</b> Использование свиного навоза для производства органоминеральных удобрений.....	234
<b>Широкова П. А., Малыгина Ж. М.</b> Саморазвитие региона на основе эффективного использования собственного рекреационного потенциала.....	237
<b>Черанёва Т. Н., Ярмоленко А. С.</b> Экологическое воспитание учащихся во внеклассной работе при решении химических задач с экологическим содержанием по теме «Кислород и сера».....	240
<b>Рутман В. В., Ашихмина Т. Я.</b> Электронный учебник для студентов «Химия отравляющих веществ» .....	244
<b>Вьюшкова Н. А., Береснева Е. В.</b> Разработка дидактических материалов с элементами экологии для обучения химии слепых и слабовидящих детей в условиях общеобразовательной школы .....	247
<b>Ронжина А. А., Береснева Е. В.</b> Включение экологического материала в курс неорганической химии вуза .....	251
<b>Мутных В. И., Зайцев М. А.</b> Использование интегрированных познавательных задач по экологической проблематике в школьном курсе химии .....	255

# СЕКЦИЯ 1

## ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ И МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ

### ВАРИАНТ ИНТЕГРАЛЬНОГО КРИТЕРИЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ТЕРРИТОРИИ

*М. Г. Кургузкин, П. М. Кургузкин*  
*Управление Минприроды УР,*  
*mgk@minpriroda-udm.ru, 18kpm@mail.ru*

Основой для оценки текущего экологического состояния территории или определения «накопленного экологического ущерба» являются результаты комплексного мониторинга. В процессе мониторинга определяются уровни загрязнения природных сред (по результатам количественного химического анализа и биотестирования), а также отклик (реакция) представителей биоты на техногенное воздействие.

Сложности обобщения мониторинговой информации с целью комплексной оценки экологической ситуации связаны с необходимостью анализа многомерных массивов данных. Многомерный характер результатов экологического мониторинга обусловлен значительным количеством контролируемых параметров, прежде всего, в виде концентраций различных веществ и соединений в природных средах, а также большим числом точек пробоотбора. Как правило, подобная ситуация характерна для мониторинга территорий, находящихся в зоне влияния опасных промышленных объектов.

Можно выделить как минимум два подхода при формировании интегральных критериев оценки экологического состояния территорий. Первый из них базируется на анализе основных факторов, влияющих на указанное состояние, и последующим агрегированием этих факторов в функционал того или иного вида. Примеры такого подхода описаны в [1]. В основе анализа и ранжирования факторов лежит информация о специфике техногенного воздействия объекта, данные об исходном состоянии территории, степень опасности (вредности) факторов и другие очевидные соображения.

В рамках второго подхода, по крайней мере, на его начальном этапе, осуществляется снижение размерности (свертывание) информационных массивов на основе использования формальных методов многомерной статистики. В результате свертывания информации удается, как правило, либо непосредственно получить интегральный критерий, либо выявить его основные компоненты.

Ниже рассмотрено построение интегрального критерия на основе второго подхода. В качестве исходного материала для анализа использовались результаты экологического мониторинга почвы в зоне влияния объекта по

уничтожению химического оружия (ОУХО) в г. Камбарка Удмуртской Республики.

Для каждой почвенной пробы определялись концентрации следующих веществ: As, Cr, Sr, Pb, Zn, Cu, Ni, Co, V, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, MnO и TiO<sub>2</sub>. Кроме этого определялся уровень токсичности проб по тест-объектам. В качестве последних использовались люминисцирующие бактерии и инфузории [2]. Таким образом, многомерный массив результатов мониторинга (II квартал 2009 года) представлял собой таблицу размером 14x60, в которой число столбцов (14) равно числу контролируемых показателей, а число строк (60) – числу точек пробоотбора.

Для снижения размерности массива (выборки) и выявления главных факторов использовался известный метод главных компонент (МГК) [3]. В рассматриваемом случае число факторов (главных компонент) принято равным четырем, исходя из условия описания не менее 75% изменчивости в рамках исходной выборки показателей.

Матрица нагрузок [4] (табл.) для случая четырех факторов получена при обработке массива результатов экологического мониторинга почвы во II квартале 2009 года, то есть в конце периода эксплуатации ОУХО.

Таблица

**Матрица нагрузок**

	F1	F2	F3	F4
As	-0,2552	<b>0,9389</b>	0,1193	-0,0812
Cr	<b>0,7323</b>	0,0480	-0,4142	-0,0154
Sr	<b>-0,7747</b>	-0,1332	-0,3208	-0,0191
Pb	-0,1986	<b>0,9425</b>	0,1464	-0,1043
Zn	<b>0,8020</b>	0,0623	0,2302	-0,3054
Cu	<b>0,9428</b>	0,1475	-0,1288	0,0804
Ni	<b>0,9527</b>	0,1449	-0,1173	0,0744
Co	<b>0,7106</b>	0,1016	-0,1984	0,3821
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	<b>0,9599</b>	0,0759	0,1408	-0,0452
MnO	<b>0,6745</b>	-0,0882	0,4482	-0,3194
V	<b>0,9613</b>	0,0706	-0,0863	0,1392
TiO <sub>2</sub>	<b>0,8543</b>	0,0164	-0,0186	0,2485
Бактерии	-0,4800	<b>0,4926</b>	-0,1639	<b>0,4100</b>
Инфузории	-0,1732	-0,1757	<b>0,6552</b>	<b>0,6274</b>

Переход от 14 показателей к 4 главным компонентам (факторам) существенно снижает размерность исходного множества. Кроме того, использование процедур МГК позволяет выявить структуру каждого из факторов и его «физический» смысл. В рассматриваемом случае (табл.) первый фактор является функционалом концентраций группы тяжелых металлов в почве, второй – определяется главным образом концентрациями мышьяка, свинца и частично токсичностью по люминисцирующим бактериям. Токсичность по бактериям и инфузориям вносит основной вклад в третий и четвертый факторы.

Снижение размерности исходного множества показателей и выявление природы главных компонент является необходимым этапом построения интегрального критерия. В общем случае, когда число факторов  $F_i$  больше единицы, возникает необходимость их дальнейшего агрегирования.

В простейшем случае эту процедуру можно осуществить путем построения интегрального критерия  $\Pi$  для каждой точки мониторинга в виде линейного многочлена:

$$\Pi = \sum_{i=1}^n a_i F_i, \quad (1)$$

где  $a_i$  – числовые (весовые) коэффициенты, а  $n$  – число учитываемых факторов. Весовые коэффициенты для каждого фактора  $F_i$  определяются, как правило, на основе экспертных оценок

Альтернативным является подход, использующий геометрические свойства самих факторов (главных компонент).

Поскольку направления осей главных компонент являются взаимно ортогональными, то они образуют базис многомерного факторного пространства. Очевидно, что в таком пространстве должен существовать вектор  $V_i$ , проекции которого на оси главных компонент равны значениям соответствующих факторов. Индекс  $i$ , как и ранее, обозначает количество учитываемых факторов. Указанный вектор естественным образом интегрирует в своей структуре как собственно факторы, так и через них – исходные показатели (результаты мониторинга) и может служить интегральной оценкой экологического состояния в определенной точке исследуемой территории.

В рассматриваемом случае размерность факторного пространства равна 4, следовательно, компонентами вектора в отдельной точке территории являются значения  $F_{1j}, F_{2j}, F_{3j}, F_{4j}$ , где  $j = 1, \dots, m$  – число точек пробоотбора. Вычислив вектор  $V_4$  в каждой точке пробоотбора с координатами  $x_j, y_j$ , можно получить поверхность

$$V_4 = V_4(x_j, y_j) \quad (2)$$

интегрального показателя экологического состояния исследуемой территории.

Очевидными преимуществами такого подхода являются, прежде всего, формализованная процедура построения критерия без использования каких-либо допущений и привлечения экспертных оценок, а также возможность его обобщения на случай комплексного мониторинга всех природных сред и расширения контролируемых показателей.

В частных случаях, когда приоритетные загрязнители известны или определены заранее, в качестве критериев могут использоваться отдельные компоненты вектора  $V_i$ , то есть факторы  $F_i$ , имеющие вполне конкретный смысл, отражающий, например, сумму вкладов концентраций группы тяжелых металлов в почве или ее токсичность.

Областью применения описанного критерия может быть как оценка текущего экологического состояния территории, так и накопленного за время

эксплуатации того или иного техногенного объекта «экологического ущерба». В последнем случае уровень негативных изменений может быть определен лишь при известном исходном состоянии окружающей среды (до начала периода эксплуатации объекта). Такое состояние можно назвать условно фоновым, особенности его определения применительно к ОУХО частично изложены в [5].

В рассматриваемом примере для определения вектора  $V_{0i}$ , характеризующего исходное состояние территории, используются результаты мониторинга почвенного покрова в зоне влияния ОУХО, проведенного в 2005 году до начала эксплуатации объекта. К исходному массиву результатов также применена процедура МГК, обеспечивающая описание не менее 75% изменчивости результатов мониторинга. Выполнение указанного условия следует считать основным требованием, при котором соблюдается корректность сравнения результатов МГК для одноименных выборок, полученных в различные периоды времени или для различных территорий.

Для результатов мониторинга 2005 года охват 75% изменчивости достигается также при сохранении четырех главных компонент (факторов), что позволяет вычислить четырехмерный вектор  $V_{04}(x_j, y_j)$  в каждой точке пробоотбора.

Очевидно, что оценка изменений, связанных с техногенным воздействием ОУХО в период с 2005 по 2009 год может быть осуществлена путем сравнения текущего (2009 г.) значения модуля интегрального вектора  $V_4$  и его начального (2005 г.) значения  $V_{04}$ . На рисунке показана поверхность, характеризующая разность текущего и начального значений векторов в каждой точке пробоотбора. Для корректного вычисления разности рассчитана проекция вектора  $V_{04}$  на направление  $V_4$ .

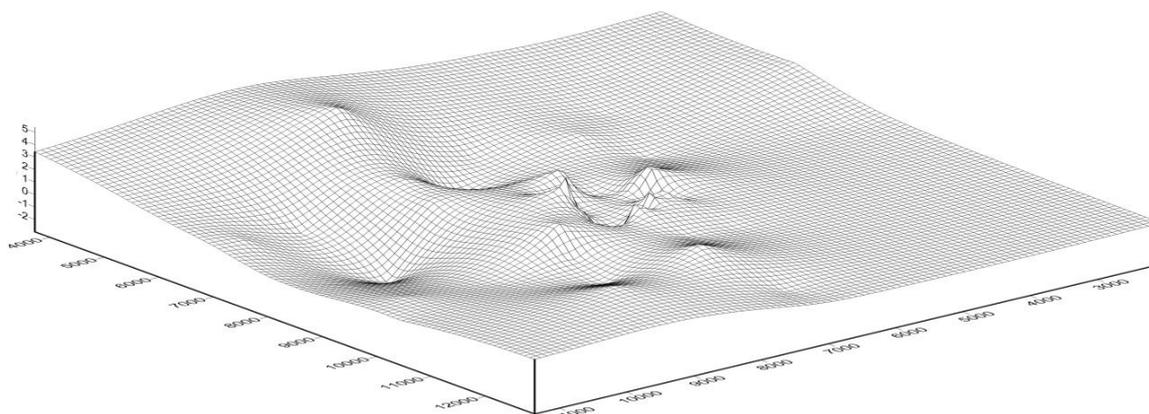


Рис. Поверхность разности векторов  $V_4$  и  $V_{04}$

Особенностью полученной поверхности является наличие областей отрицательных значений, что может свидетельствовать, например, о преобладании на отдельных участках территории процессов самоочищения над процессами загрязнения. Возможность такого результата применительно к мониторингу фонового состояния территории отмечена в [5].

Очевидно, что оценка допустимости выявленных изменений требует априорного задания предельных значений самих интегральных оценок или входящих в них отдельных показателей.

### Литература

1. Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 279 с.
2. Кургузкин М. Г., Кургузкин П. М. Методические аспекты использования биотестирования для оценки состояния почв в зоне влияния объектов по уничтожению химического оружия // Биоиндикация природных и природно-технических систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ООО «Изд-во «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 186–189.
3. Афифи А., Эйзен С. Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ. Пер. с англ. М: Мир, 1982. 488 с.
4. Ивантер Э. В., Коросов А. В. Введение в количественную биологию. Петрозаводск: Изд-во Петр-ГУ, 2011. 302 с.
5. Кургузкин М. Г., Кургузкин П. М. Методические аспекты использования фоновых показателей при оценке экологического состояния территорий // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 4. С. 6–10.

## ПРИМЕНЕНИЕ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ В МОНИТОРИНГЕ ДИНАМИК ЛЕСОЗАГОТОВОК

*А. Ю. Боровлёв, Н. В. Шуктомов*

*Фонд содействия устойчивому развитию «Серебряная Тайга»*

Трансформация лесных экосистем приводит к нарушению важных биосферных функций лесов, включая водорегулирующие и водоохранно-защитные [1]. Лесные экосистемы играют важную роль в водном балансе водосборной территории – это перехват осадков кронами деревьев, сокращение поверхностного стока, увеличение запасов грунтовых вод, снижение максимального расхода и объема весеннего стока и сжижение стока взвешенных наносов [2]. Оценка влияния лесозаготовок на водные ресурсы – это комплексная задача, при решении которой стоит использовать различные методики. В частности, применение геоинформационных технологий и данных дистанционного зондирования обусловлено необходимостью получения информации при мониторинге развития процессов трансформации ландшафтов. Постоянное совершенствование спутниковых платформ, предназначенных для получения мультиспектральных космических снимков, а также увеличение периодичности съемки позволяют специалистам проводить комплексный анализ экосистем, изменяющихся под действием природных и антропогенных факторов [3]. Зачастую, составление мультивременного композита спутниковых изображений на исследуемую территорию позволяет получить более подробную информацию о динамике рассматриваемых изменений; статистиче-

ская обработка материалов дает возможность сравнения и поиска корреляций с данными наземных наблюдений [4].

В рамках исследования долговременного воздействия лесозаготовок на водные ресурсы возникла необходимость получения статистической информации, характеризующей интенсивность и площадные параметры антропогенной нагрузки на лесные экосистемы. Главной целью являлось составление базы космоснимков, временные рамки которой охватывали период исследования, и дальнейшая классификация космоснимков. В ходе работы требовалось найти оптимальные решения для трех основных параметров: период и частота съемки, а также детальность.

Район исследования включает в себя верховья рек Мезень и Вычегда. В первом случае, водосборный бассейн был подвержен активному лесопользованию в период с 1970 по 1990 гг. Поскольку первые мультиспектральные снимки программы *Landsat* датируются 1985 годом, оценка количественных характеристик вырубок наиболее ранних этапов освоения лесных территорий, потребовалось приобретение снимков КА *Corona*. *Corona* – это американская космическая программа оборонного назначения, разработанная для наблюдения за наземными объектами СССР и КНР с 1959 по 1980 гг. Сотрудники ВВС США получали высокодетальные снимки на обычной фотопленке, однако их разрешение было, даже по сегодняшним меркам, довольно высокое – один пиксель снимка захватывал 4х4 метра земной поверхности.

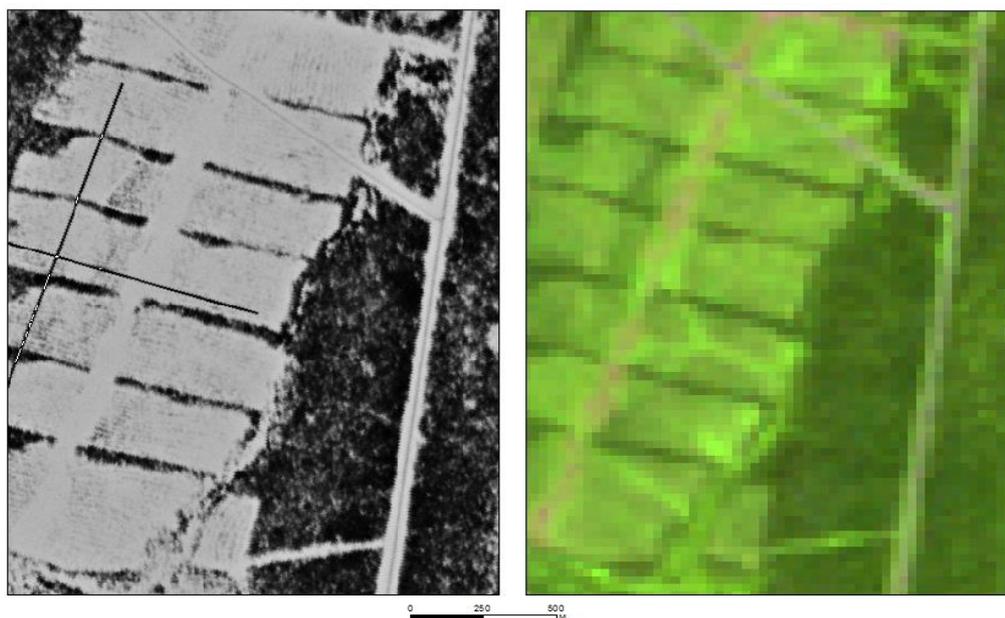


Рис. 1. Пример детальности изображения снимков Corona (слева) и Landsat-7 (справа)

В 2014 г. *USGS* (Геологическая служба США) рассекретила данные этого проекта, что послужило толчком для проведения ретроспективного анализа исследований, используя снимки 60-х и 70-х гг. XX века. Был составлен мультिवременной композит данных дистанционного зондирования на исследуемую территорию и проведена классификация наборов растровых данных.

Процедура классификации основывается чаще всего на статистическом анализе различных характеристик изображения: пространственных, спектральных или временных. К простейшим полезным пространственным характеристикам относятся: текстура, контекст, форма и структурные соотношения. Принято считать, что основную информацию о природе объектов на земной поверхности содержат их спектральные характеристики. Поэтому в большинстве известных алгоритмов классификации [5] используются спектральные образы (сигнатуры) типов покрытий. Для мультиспектральных снимков она осуществлялась по принципу классификации с обучением, когда задавались эталонные значения пикселей для выделяемого класса ландшафтных объектов, а также проводилась постобработка, заключающаяся в фильтрации шумов и автоматической векторизации полученных результатов.

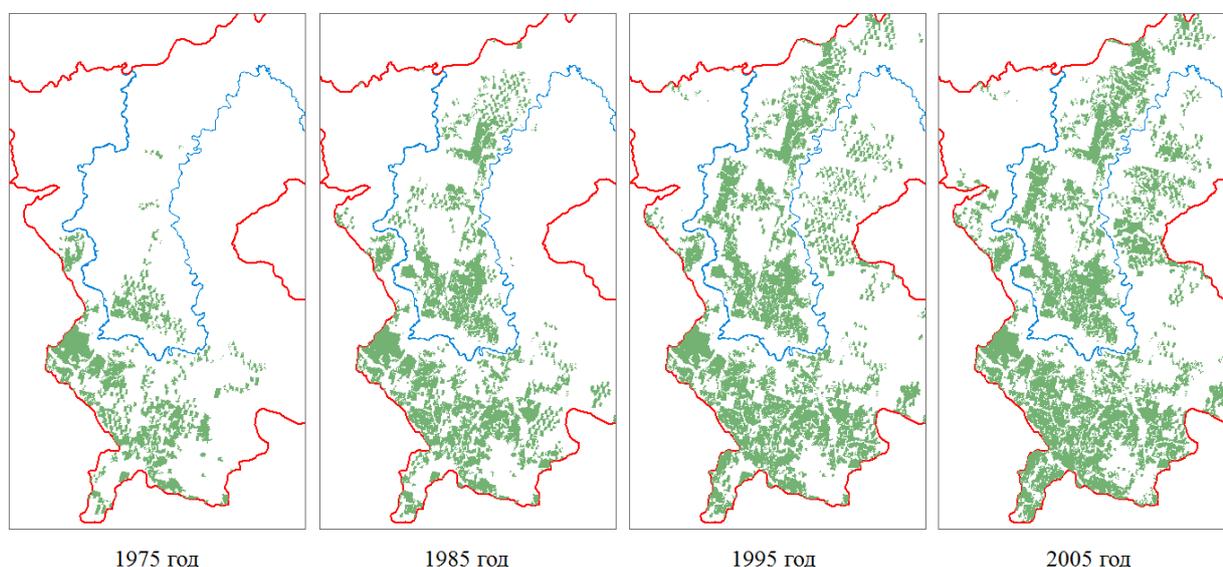


Рис. 2. Результат классификации – динамика лесозаготовок в верховьях р. Мезень с 1975 по 2005 гг.

Осуществив данную классификацию и получив статистические данные по площадным характеристикам лесозаготовок исследуемого водосбора, появилась возможность сопоставить их с уже имеющимися кривыми верховья р. Мезени можно увидеть взаимосвязь объема лесозаготовок с пиками кривой годового стока.

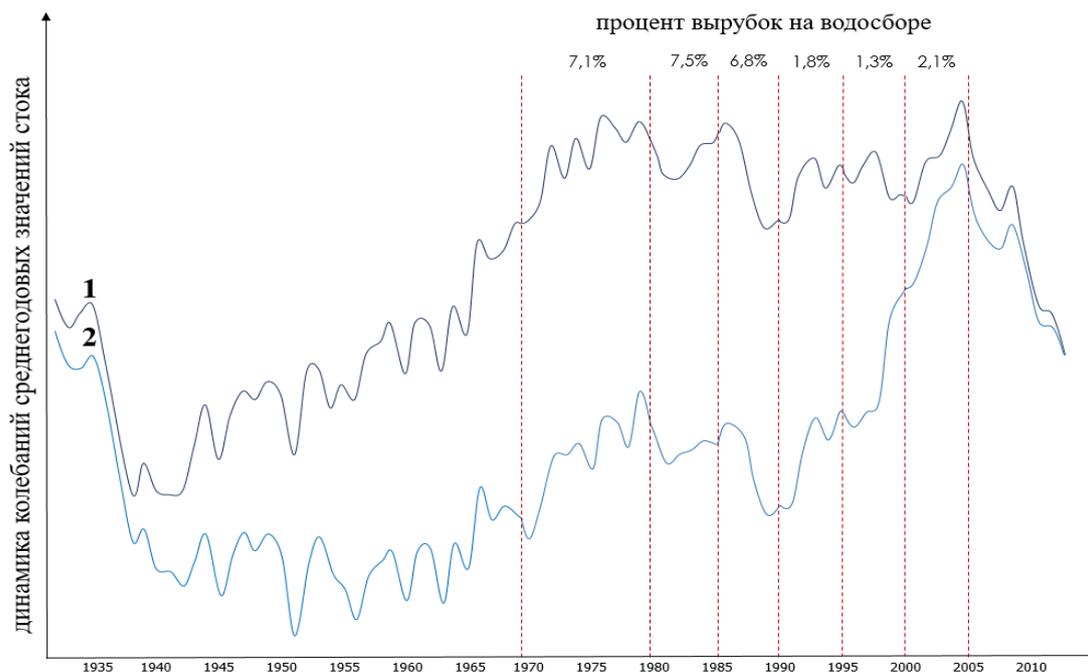


Рис. 3. Сопоставление количества вырубок на водосборе с объемом среднегодового стока

Аналогичные работы по классификации мультивременных композитов были также выполнены для бассейнов малых рек – притоков верховья р. Вычегды. Статистические показатели использовались для анализа корреляций с различными параметрами, полученными в ходе полевых исследований (биотические индексы, мутность воды, объем взвешенных наносов и т. д.).

### Литература

1. Мухамедшин, К. Д. Влияние сплошных концентрированных рубок на водоохранный-защитные функции лесов Ветлужско-Унженской равнины / К. Д. Мухамедшин, С. А. Родин, Ю. И. Неволин // Лесной вестник. 2003. № 3. С. 85–93.
2. Карпечко, Ю. В. Гидрологическая роль лесохозяйственных и лесопромышленных работ в таежной зоне Европейского Севера России / Ю. В. Карпечко, Н. Л. Бондарик // Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. 225 с.
3. Барталев, С. А. Методы использования временных серий спутниковых изображений высокого пространственного разрешения для оценки масштабов и динамики вырубок таежных лесов / С. А. Барталев, Т. С. Курятникова, Х. Ю. Стибиг // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2005. Т. 2. № 2. С. 217–227.
4. Пузаченко, М. Ю. Оценка состояния лесов на основе полевой и дистанционной информации на примере юго-запада Валдайской возвышенности / М.Ю. Пузаченко // Лесные ресурсы таежной зоны России: проблемы лесопользования и лесовосстановления: Материалы Всерос. науч. конф. с междунар. участием. Петрозаводск: Изд-во Карельского НЦ РАН, 2009. С. 79–81.
5. Терехин, Э. А. Способ картографирования многолетних изменений в лесах на основе анализа их спектральных характеристик по рядам разновременных спутниковых данных / Э. А. Терехин // Исследование земли из космоса. 2013. № 5. С. 62–69.

## ОЦЕНКА ПЛОЩАДЕЙ ЗАТОПЛЕНИЯ ТЕРРИТОРИЙ В ПЕРИОД ВЕСЕННЕГО ПАВОДКА ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ

Т. А. Адамович<sup>1</sup>, Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Вятский государственный университет, ttjnadamvich@rambler.ru,

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

Хорошо известно, что половодья и паводки являются наиболее часто встречающимися видами наводнения. Половодья формируются за счет таяния снежного покрова, а паводки образуются из-за интенсивных дождей [1]. Прогнозы объема (максимального расхода воды половодья и паводков) разработаны достаточно подробно [2, 3]. В настоящее время в обширной литературе по наводнениям рассмотрены различные аспекты этого процесса такие вопросы, как интенсивность нарастания уровня воды при затоплении, продолжительность затопления, размер наводнения, ущерб от наводнений и т. д. [4].

Космическая информация позволяет не только наблюдать развитие паводка или половодья, но и получать оперативный прогноз зон затопления, оценивать принесенный ущерб, решать задачи выбора дамб для сдерживания наводнения, выявлять участки, которым еще угрожает затопление и т.д. Применение компьютерных алгоритмов обработки данных делает возможным автоматическое определение границы воды и суши, площадей затопленных земель, а также выявление территорий, находящихся в опасности из-за поднимающегося уровня воды.

Послепаводковая оценка изменений состоит, в первую очередь, в фиксации последствий механического влияния (разрушенных мостов, прорывов дамб, эрозионных процессов и активизации оползней), гидрологического режима (затопления земель, русловые изменения). Определение таких последствий может сопровождаться как визуальными наблюдениями, так и применением дистанционных методов – космической съемки. Последняя позволяет значительно экономить исследовательские ресурсы.

Данная работа посвящена отслеживанию динамики развития весеннего половодья на территории поймы р. Вятки в районе города Кирово-Чепецка по материалам космической съемки.

*Методика выделения водных объектов по космическим снимкам.*

При дешифрировании космических снимков с целью локализации затопленных территорий важно точно провести границу раздела «вода – суша».

Для этого необходимо использовать несколько правил:

1. В видимом диапазоне спектра (VIS) вода имеет более высокий коэффициент поглощения. На дневных снимках водные поверхности темнее, чем земля.

2. В ближнем инфракрасном диапазоне (NIR) отражательная способность воды ниже, чем в видимом (VIS). По этой причине для обнаружения открытой воды на снимках можно применить индекс вегетации NDVI, кото-

рый обычно используется для оценки состояния растительности. Для воды вегетационный индекс имеет отрицательные значения, а для растительности – от 0 до 1.

3. Кроме того, для выделения водных объектов на космоснимках можно использовать спектральный канал, работающий в диапазоне электромагнитного излучения. Вода обладает высокой теплоемкостью, поэтому водные поверхности ночью теплей, а днем холодней, чем почва.

Нужно отметить, что в реальных условиях построению точных границ зон затопления препятствует целый ряд факторов. В первую очередь это облачный покров. Дополнительные помехи создают тени от облаков и солнечные блики на поверхности воды. Кроме того, нужно знать состояние водных объектов в межень, чтобы регистрировать отклонения в их расположении в паводок.

В работе использовали материалы космической съемки, полученные с американского спутника Landsat-8 с применением съемочной аппаратуры OLI, TIRS с разрешением на местности 30 м в 11 спектральных диапазонах. Снимки были сделаны в период весеннего половодья 2016 года: 18 апреля 2016 г., 25 апреля 2016 г., 4 мая 2016 г. Обработку космических снимков, проводили в программе ENVI 5.2.

Классификацию объектов на территории исследования проводили методом максимального правдоподобия в программе ENVI 5.2 с последующей постклассификационной обработкой с целью выделения класса – водные объекты (рис. 1).

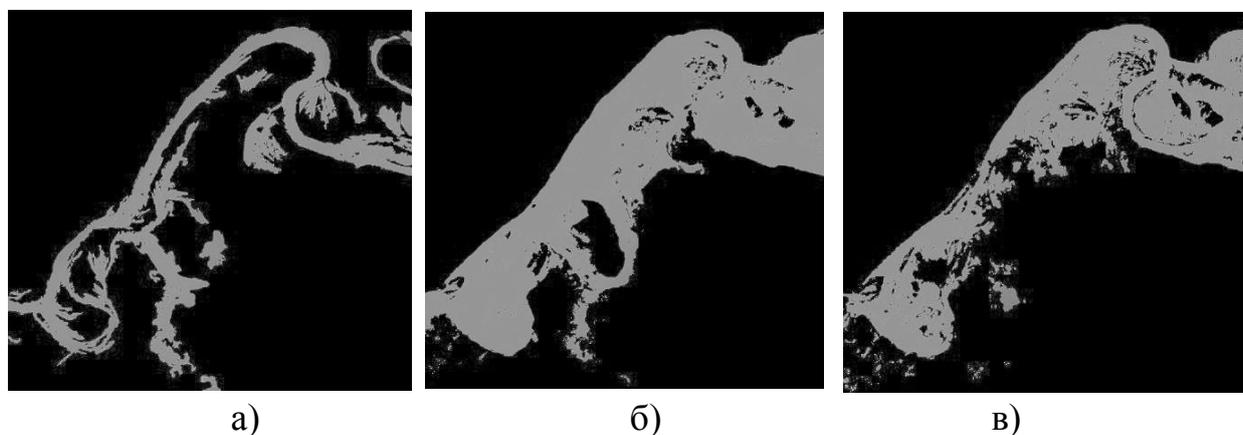


Рис. 1. Водные объекты территории исследования по результатам автоматической классификации а) 18 апреля 2016 г.; б) 25 апреля 2016 г.; в) 4 мая 2016 г.

Данная классификация позволяет выполнить оценку площади затопляемой территории в пределах анализируемого фрагмента снимка. График зависимости площади затопления от даты съемки приведен на рисунке 2.

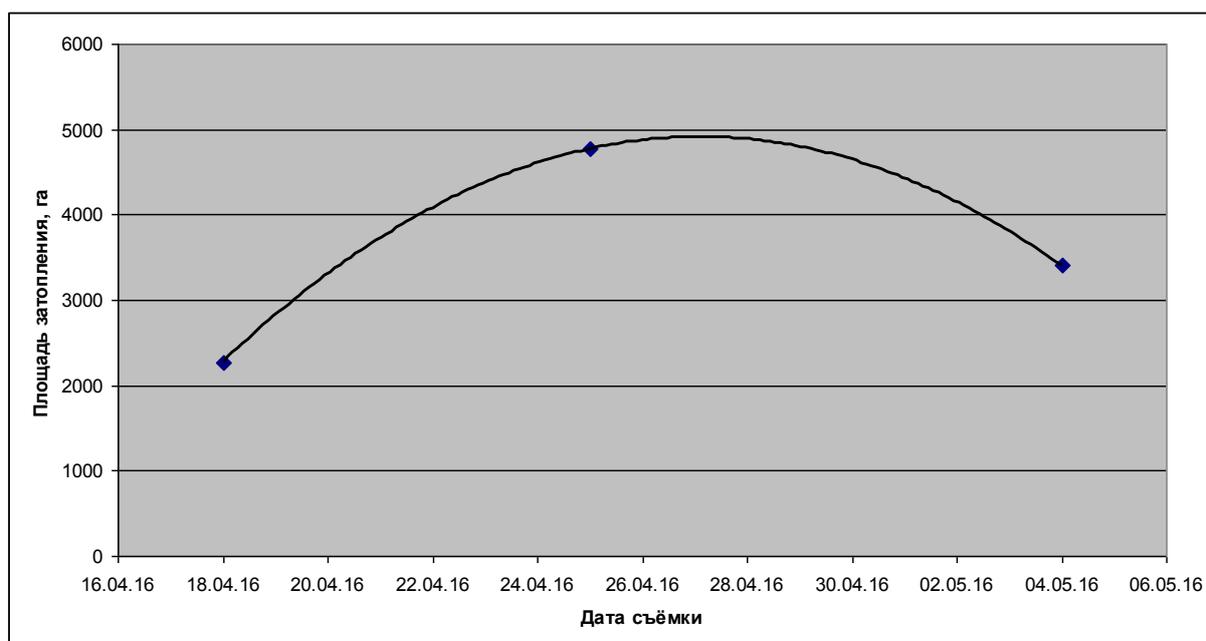


Рис. 2. Зависимость площади затопления от даты съемки

Квадратичная интерполяция полученных данных позволяет рассчитать дату прохождения максимума половодья (28 апреля 2016 года), что полностью совпадает с данными наземных наблюдений.

Таким образом, анализ данных дистанционного зондирования Земли является информативным методом оценки масштабов паводков, дополняющим традиционные гидрологические наблюдения.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

#### Литература

1. Гинко С. С. Катастрофы на берегах рек. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 128 с.
2. Нежиховский Р. А. Наводнения на реках и озерах. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 184 с.
3. Таратунин А. А. Наводнения на территории Российской Федерации. Екатеринбург, Аэрокосмоэкология, 2000. 376 с.
4. Яковченко, С. Г. Создание и использование цифровых моделей рельефа в гидрологических и геоморфологических исследованиях / С. Г. Яковченко, В. А. Жоров, И. С. Постнова. Кемерово: Изд-во ИУУ СО РАН, 2004. 92 с.
5. Лурье И. К., Косиков А. Г. Теория и практика цифровой обработки изображений // Дистанционное зондирование и географические информационные системы / Под ред. А. М. Берлянта. М.: Научный мир, 2003. 168 с.

## ПРИМЕНЕНИЕ ДАННЫХ LANDSAT 8 ПРИ ИЗУЧЕНИИ ПРИРОДНЫХ КОМПЛЕКСОВ

*Т. А. Адамович<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>, В. П. Савиных<sup>1,3</sup>*

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

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

<sup>3</sup> *Московский государственный университет геодезии и картографии*

В настоящее время на орбите находится более 100 космических аппаратов дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ), выполняющих съемку в различных спектральных каналах и с разным разрешением, с высокой точностью, периодичностью и производительностью.

Программа Landsat – наиболее продолжительный проект по получению спутниковых фотоснимков планеты Земля. Данные, получаемые при помощи Landsat, используются при решении большого числа тематических задач, включая, например, измерение протяженности и классификацию растительного покрова, определение состояния сельскохозяйственных культур, геологическое картирование, контроль эрозии почв в береговой зоне и т. д. Наиболее актуальные спутниковые данные получают со спутника Landsat 8, американского спутника дистанционного зондирования Земли. Он был выведен на орбиту 11 февраля 2013 г. [1].

Спутниковые данные Landsat 8 имеют разрешение 30 м и 9 спектральных каналов, 7 из которых близки к тем, которые использовались в более ранних инструментах Thematic Mapper (TM) и Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) с предыдущих спутников Landsat [2]. За счет этого обеспечивается преемственность и совместимость с ранее накопленным массивом данных Landsat. Два новых добавленных диапазона позволяют проводить изучение водных объектов и аэрозолей [3].

Спутник Landsat 8 получает данные, используя два набора инструментов: Operational Land Imager (OLI) и Thermal InfraRed Sensor (TIRS). Первый набор получает изображения в 9 диапазонах видимого света и ближнего инфракрасного излучения (ИК), второй набор – в 2 диапазонах дальнего (теплого) ИК (табл. 1). Спутник рассчитан на срок активного существования в 5,25 лет, однако запас топлива позволяет использовать его до 10 лет.

Таблица 1

**Спектральные каналы спутника Landsat 8**

Спектральный канал	Длины волн	Разрешение
1	2	3
<b>OLI</b>		
Канал 1 – Побережья и аэрозоли	0,433–0,453	30 м
Канал 2 – Синий	0,450–0,515 мкм	30 м
Канал 3 – Зеленый	0,525–0,600 мкм	30 м
Канал 4 – Красный	0,630–0,680 мкм	30 м
Канал 5 – Ближний ИК	0,845–0,885 мкм	30 м
Канал 6 – Ближний ИК	1,560–1,660 мкм	30 м

Продолжение таблицы 1

1	2	3
Канал 7 – Ближний ИК	2,100–2,300 мкм	30 м
Канал 8 – Панхроматический	0,500–0,680	15 м
Канал 9 – Перистые облака	1,360–1,390	30 м
Канал 10 – Дальний ИК	10,30–11,30	100 м
Канал 11 – Дальний ИК	11,50–12,50	100 м

Диапазон 1 чувствителен к темно-синим и фиолетовым цветам. Синий цвет трудно различать из космоса, так как он хорошо рассеивается на пыли и частичках воды в воздухе, а также на самих молекулах воздуха.

Диапазоны 2, 3 и 4 представляют собой видимые синий, зеленый и красный спектры.

Диапазон 5 измеряет ближний инфракрасный спектр. Позволяет проводить расчет различных вегетационных индексов, например, NDVI (Normalized Difference Vegetation Index – нормализованный разностный вегетационный индекс). Индексы данной группы позволяют точно измерять степень здоровья растений.

Диапазоны 6 и 7 покрывают разные участки коротковолнового инфракрасного диапазона. Они дают возможность отличить сухую землю от влажной, а также скалы и почвы, которые выглядят похоже в других диапазонах, но отличаются в инфракрасной области спектра.

Диапазон 8 – панхроматический. Он воспринимает больше света и дает самую четкую картинку среди всех диапазонов. Его разрешение составляет 15 м.

Диапазон 9 – это одна из самых интересных особенностей Landsat 8. Он покрывает очень узкую полосу длин волн – 1370 нанометров. Немногие из космических инструментов регистрируют эту область спектра, так как она почти полностью поглощается атмосферой. Landsat 8 использует это как преимущество. Земля в этом диапазоне едва различима, значит все, что в нем ярко видно, либо отражает очень хорошо, либо находится вне атмосферы. В Диапазоне 9 видны только облака, которые представляют реальную проблему для спутниковых снимков, так как из-за размытых краев плохо различимы в обычных диапазонах, а снимки, сделанные сквозь них, могут иметь расхождения с другими, с помощью Диапазона 9 это легко отследить.

Диапазоны 10 и 11 – это тепловое инфракрасное излучение. Вместо измерения температуры воздуха, как это делают погодные станции, они измеряют температуру поверхности Земли.

Космические снимки, полученные со спутника Landsat 8, решают следующие научные и практические задачи:

1) сбор и сохранение многоспектральных изображений среднего разрешения (30 м) в течение не менее чем 5 лет;

2) сохранение геометрии, калибровки, покрытия, спектральных характеристик, качества изображений и доступности данных на уровне, аналогичном предыдущим спутникам программы Landsat.

Определенные комбинации спектральных каналов позволяют дешифровать различные объекты земной поверхности (табл. 2).

Таблица 2

**Характеристика спектральных диапазонов спутника Landsat 8**

№ п/п	Комбинации спектральных каналов	Возможности комбинации каналов
1	2	3
1	Каналы 5-4-3	Стандартная комбинация «искусственные цвета». Эта комбинация очень популярна и используется, в основном, для изучения состояния растительного покрова, мониторинга дренажа и почвенной мозаики, а также для изучения агрокультур.
2	Каналы 4-3-2	Комбинация «естественные цвета». Эта комбинация каналов дает возможность анализировать состояние водных объектов и процессы седиментации, оценивать глубины, для изучения антропогенных объектов. Кроме того при данной комбинации каналов вырубки и разреженная растительность детектируются плохо; облака и снег выглядят одинаково белыми и трудноразличимы; трудно отделить один тип растительности от другого. Эта комбинация не позволяет отличить мелководье от почв.
3	Каналы 7-5-3	Эта комбинация дает изображение близкое к естественным цветам, но в тоже время позволяет анализировать состояние атмосферы и дым. Кроме того, получаются достоверные результаты при анализе пустынь и опустыненных территорий. Данная комбинация может быть использована для изучения сельскохозяйственных земель и водно-болотных угодий.
4	Каналы 5-6-2	Сочетание каналов позволяет детектировать здоровую растительность, почвы. Добавление среднего инфракрасного канала позволяет добиться хорошей различимости возраста растительности.
5	Каналы 5-6-4	Эта комбинация ближнего, среднего ИК-каналов и красного видимого канала позволяет четко различить границу между водой и сушей и подчеркнуть скрытые детали, плохо видимые при использовании только каналов видимого диапазона. С большой точностью будут детектироваться водные объекты внутри суши. Комбинация позволяет анализировать влажность и полезна при изучении почв и растительного покрова.
6	Каналы 7-6-4	Эта комбинация дает изображение близкое к естественным цветам, но в тоже время позволяет анализировать состояние атмосферы и дым. Практически полное поглощение излучения в среднем ИК-диапазоне водой, снегом и льдом позволяет очень четко выделять береговую линию и подчеркнуть водные объекты на снимке.
7	Каналы 6-5-4	Данное сочетание каналов дает дешифровщику много информации и цветовых контрастов. Комбинация очень удобна для изучения растительного покрова и широко используется для анализа состояния лесных сообществ.
8	Каналы 6-5-2	Эта комбинация наиболее применима для анализа сельскохозяйственных культур.

1	2	3
9	Каналы 7-6-5	Комбинация не включает ни одного канала из видимого диапазона, и обеспечивает оптимальный анализ состояния атмосферы. Береговые линии четко различимы. Такое сочетание каналов может быть использовано для анализа текстуры и влажности почв.

Приведенные в таблице 2 описания в определенной степени зависят от условий конкретной сцены (район, сезон и т. д.), но являются достаточно универсальными.

Таким образом, накопленные к настоящему времени архивы данных спутников Landsat-TM и ETM, а также Operational Land Imager (OLI) и Thermal InfraRed Sensor (TIRS) открывают уникальную возможность использования космических снимков высокого пространственного разрешения для оперативного спутникового контроля природных ресурсов, исследования динамики протекания природных процессов и явлений, анализа причин, прогнозирования возможных последствий и выбора способов предупреждения чрезвычайных ситуаций. Разрабатываются методы детектирования и классификации изменений в лесных массивах на основе анализа разновременных спутниковых данных Landsat. Одним из важных этапов использованных методов ДДЗ является построение карт лесов и других типов земного покрова на основе классификации спутниковых данных.

*Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых ученых – кандидатов наук (МК-2120.2017.5).*

#### Литература

1. Кашкин В. Б., Сухинин А. И. Дистанционное зондирование Земли из космоса. Цифровая обработка изображений: Учебное пособие. М.: Логос, 2001. 264 с.
2. Сидоренков В. М., Дорощенко Э. В., Жафяров А. В., Ильин Ф. С. Оценка потенциала различных видов рубок на основе анализа спутниковых данных ландсат 8 // Лесотехнический журнал. 2015. Т. 5. № 1 (17). С. 97–109.
3. Гаврилюк Е. А., Ершов Д. В. Тематическая обработка спутниковых данных Landsat при картографировании лесной растительности (на примере территории ЦФО) // Геоинформационные технологии в решении задач рационального природопользования: Материалы II Всерос. науч.-практ. конф. / АУ «Югорский НИИ информационных технологий». Ханты-Мансийск: Югорский формат, 2015. С. 5–9.

## ПРИМЕНЕНИЕ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ В МОНИТОРИНГЕ ПРИРОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ЗАКАЗНИКА «ПИЖЕМСКИЙ»

*В. В. Рутман<sup>1</sup>, Т. А. Адамович<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, ttjnadamvich@rambler.ru*

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

Метод дистанционного зондирования земли (ДЗЗ) широко применяется в мониторинге природных объектов уже около сотни лет. С развитием техники появилась возможность получать более точные и достоверные сведения. Данные дистанционного зондирования позволяют получить актуальные сведения не только о расположении объектов на местности, но и их состоянии в разные периоды времени, отследить динамику изменений и спрогнозировать последствия. Особенно важен мониторинг особо охраняемых природных территорий.

Для исследования природных объектов был выбран государственный природный заказник «Пижемский». В 1990 г. на территории Котельничского, Тужинского, Пижанского, Арбажского и Советского муниципальных районов вдоль рек Немда и Пижма был создан гидрологический заказник регионального значения. Общая длина границы заказника составляет 434 км. Общая площадь заказника, определенная по результатам землеустройства 2014 г. – 30847,94 га [1].

Заказник был организован с целью создания условий для сохранения ландшафтных комплексов и уникальных природных объектов в бассейне р. Вятка, сохранения в естественном состоянии гидрологического комплекса, фрагментов и элементов ландшафта, представляющих ценность в научном, культурном отношении, сохранения редких и исчезающих видов и популяций растений и животных, снижения антропогенной нагрузки и поддержания общего экологического баланса территории (рис.).

На территории заказника ведется фоновый фаунистический мониторинг: учеты основных экологических групп птиц, мелких млекопитающих, околотовных животных, боровой дичи, зимние маршрутные учеты животных, мониторинг редких видов позвоночных животных, занесенных в Красные книги Российской Федерации и Кировской области, оценка состояния качества среды обитания по стабильности развития отдельных видов организмов, а также фенологический мониторинг [2].

Заказник «Пижемский» содержит ряд уникальных природных комплексов, объявленных памятниками природы: Чимбулатский ботанико-геологический комплекс со скальным массивом «Камень» на левом берегу р. Немды и каменной известняковой стенкой у бывшей д. Тяпичи; Береснятский ботанико-геологический комплекс; Зараменская пещера; озеро «Ширей» в Арбажском районе.

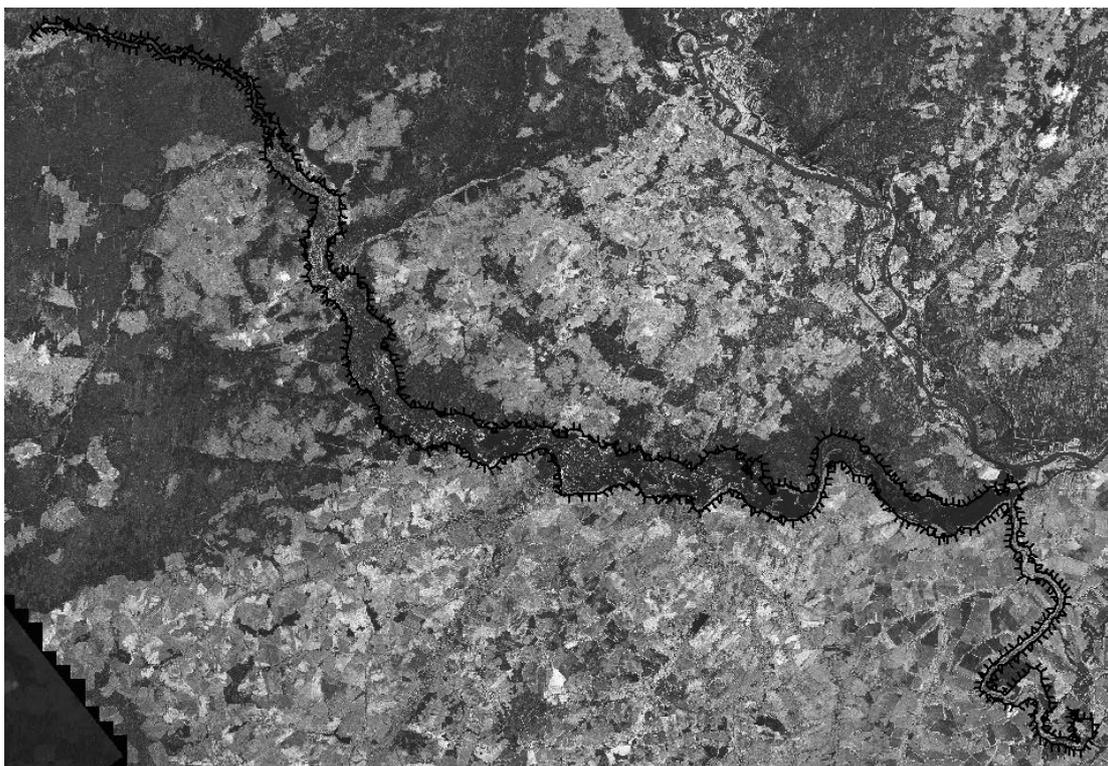


Рис. Фрагмент синтезированного изображения территории государственного природного заказника «Пижемский» (Landsat-8 август 2015 г., пространственное разрешение 30 м, черной штриховкой обозначены границы заказника)

Заказник «Пижемский» является природоохранным, научно-исследовательским и эколого-просветительским учреждением. Он создан с целью сохранения водных биоценозов и уникальных природных объектов в бассейне среднего и нижнего течения реки Вятки: река Пижма, Береснятский водопад, Быковщинское озеро, река Суводь и многочисленные родники.

Территория заказника расположена в южной части подзоны хвойно-широколиственных лесов полосы южной тайги. Коренные леса состоят из ели и пихты. Из-за вырубок преобладают вторичные леса из березы и осины. Вдоль рек преобладают ивняки. На скалистых уступах сформировались единственные в Кировской области петрофитные сообщества. В границах заказника отмечено произрастание 545 дикорастущих видов сосудистых растений. Из них 10 видов внесены в Красную книгу Кировской области, в том числе пять видов – в Красную книгу Российской Федерации (молочай тонкий, лапчатка пенсильванская, костенец постенный, голокучник Роберта, шиверекия подольская). На долю заказника приходится значительная часть экологического, биологического и географического разнообразия флоры Кировской области, в том числе 6 видов, встречающихся только в заказнике [2]. Сохранение флоры заказника особенно важно.

Научно-исследовательская деятельность заказника заключается в проведении исследований, направленных на изучение природных комплексов и динамики природных процессов для оценки и прогноза состояния экосистем,

объектов животного и растительного мира, разработки научных основ охраны природы и сохранения биологического разнообразия. До настоящего времени данные ДЗЗ в природоохранной научно-исследовательской деятельности заказчика не использовались, что делает тему исследования чрезвычайно актуальной.

Мониторинг экологического состояния природных объектов является одним из важных направлений применения данных ДЗЗ [3]. Технология этого мониторинга включает предварительную обработку космических снимков (радиометрическую калибровку, атмосферную коррекцию) и их автоматизированное дешифрирование. Результаты дешифрирования оформляются в виде серий оперативных тематических карт и становятся информационной базой специализированных геоинформационных систем. Экологическое состояние природного объекта характеризуется рядом признаков, лучше или хуже проявляющих себя на космических снимках. Анализ мультиспектральных снимков водных объектов наиболее перспективен, по ним хорошо выявляются и количественно измеряются объемы механических взвесей и биогенных элементов [4]. В результате изучения изменения спектральных характеристик на серии мультиспектральных снимков, можно выявить процесс эвтрофикации – резкого повышения биологической продуктивности зеленых водорослей, приводящего к негативным последствиям для всей экосистемы водоема. Аналогичным образом отслеживается динамика состояния растительного покрова на основе использования при дешифрировании различия в спектральных яркостях растительности в течение вегетационного периода индекс NDVI. Такие снимки предоставляет спутник Landsat 8. Сочетание данных биологического мониторинга с результатами ДЗЗ позволит провести комплексную оценку экологического состояния территории и обозначить перспективы развития исследований.

Таким образом, с помощью данных дистанционного зондирования Земли и программных комплексов по их обработке можно решать многие важные задачи:

- инвентаризация водных объектов и мониторинг их экологического состояния;
- мониторинг русловых процессов и картографирование микрорельефа дна на мелководьях;
- мониторинг состояния растительного покрова, биологических и рекреационных ресурсов;
- наблюдение за динамикой изменения рельефа местности;
- определение биологической продуктивности водоемов, выявление водных биоресурсов, решение многих природопользовательских задач.

*Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых ученых – кандидатов наук (МК-2120.2017.5).*

## Литература

1. Постановление правительства Кировской области от 22.09.2009 № 25/318 «О придании государственному гидрологическому заказнику областного подчинения «Пижемский» статуса государственного природного заказника «Пижемский» регионального значения (с изменениями на 11 сентября 2015 года)». 2015. 8 с.
2. Тарасова Е. М. Флора государственного природного заказника «Пижемский» Ч. 1: Немдинский комплекс. Киров, 2011. 192 с.
3. Лабутина И. А., Балдина Е. А. Использование данных дистанционного зондирования для мониторинга экосистем ООПТ. Методическое пособие. М., 2011. 88 с.
4. Абросимов А. В., Дворкин Б. А. Возможности практического использования данных ДЗЗ из космоса для мониторинга водных объектов // Геоматика. 2012. № 4. С. 54–63.

## СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ВЕГЕТАЦИОННОГО ИНДЕКСА NDVI НА ТЕРРИТОРИИ ЗАПОВЕДНИКА НУРГУШ

*Т. А. Адамович<sup>1</sup>, Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>, Е. В. Князева<sup>1,3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, ttjadamvich@rambler.ru,*

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

<sup>3</sup> *Государственный природный заповедник «Нургуш»*

В результате многочисленных экспериментов установлено, что одним из надежных индикаторов состояния растительности является вегетационный индекс NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) [1]. Используя интенсивность отраженного света в красной и ближней инфракрасной области спектра, NDVI позволяет выделять зеленую вегетирующую растительность на фоне других природных образований, в особенности почвы и сухой растительности [2]. Индекс может принимать значения от –1 до 1. На значения индекса также влияет видовой состав растительности, ее сомкнутость, состояние, экспозиция, угол наклона поверхности, цвет почвы под разреженной растительностью [3].

Для оценки сезонной динамики NDVI использовали материалы космической съемки, полученные с американского спутника Landsat–7 с использованием съемочной аппаратуры ETM+, в масштабе 1:100 000 с разрешением на местности 30 м в 8 спектральных диапазонах. Снимки были сделаны в летне-осенний период 2016 года. В качестве исследуемой использовали территорию заповедника Нургуш Кировской области. Обработку космических снимков, расчет вегетационного индекса NDVI проводили в программе ENVI 4.5.

Процесс роста и созревания разных видов растений имеет свои особенности, связанные с различным распределением их зеленой массы во времени. Поэтому возможно разделение типов растительности на основе изучения значений вегетационных индексов в различные периоды вегетации. В связи с этим, в работе проведена оценка значений NDVI отдельно для сосновых, лиственных лесов и луговых фитоценозов.

При анализе полученных данных выявлено, что значения NDVI выше в летние месяцы (июнь, август), чем в осенние (октябрь) (табл.).

**Значения NDVI природных объектов на территории  
заповедника Нургуш**

Класс объектов	Значения индекса NDVI		
	20 июня 2016 г.	7 августа 2016 г.	26 октября 2016 г.
Водные объекты	-0,25–0	-0,25–0	-0,35–0
Пляж, почва	0–0,25	0–0,25	0–0,15
Хвойные леса	0,25–0,42	0,25–0,43	0,23–0,41
Смешанные леса	0,42–0,48	0,43–0,50	0,15–0,21
Дубравы	0,48–0,57	0,5–0,57	0,08–0,15
Прибрежная растительность	0,57–0,68	0,57–0,67	0–0,15

С разрушением хлорофилла в осенние месяцы наблюдается обратная картина – яркость в красной зоне возрастает, а в ближней инфракрасной уменьшается. Что прослеживается при анализе снимка за 26 октября 2016 г. Значения NDVI в октябре для лиственных смешанных лесов значительно ниже, чем в летние месяцы, а для прибрежной растительности – практически равны 0 (0–0,15) (рис.). Низкие значения индекса связаны с усыханием растительности и, следовательно, низким содержанием хлорофилла в ней. Участки с отсутствием вегетации представлены у рек и озер – отрицательные значения NDVI (-0,25–0).

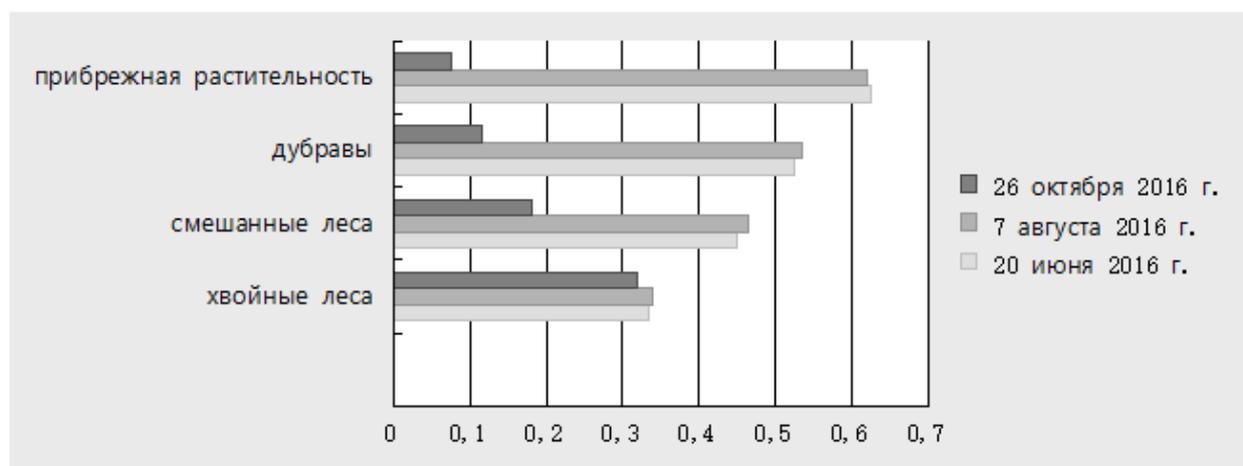


Рис. Значения NDVI природных объектов на территории  
заповедника Нургуш

Результаты проведенных исследований показывают, что использование вегетационного индекса NDVI позволяет проводить идентификацию и классификацию разных типов растительности по спутниковым изображениям, а также проследить сезонные изменения в растительных сообществах. Кроме того, использование космических снимков дает возможность значительно сократить выполнение наземных экспериментальных работ и оперативно проводить крупномасштабное картографирование особо охраняемых и других территорий.

*Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых ученых-кандидатов наук (МК-2120.2017.5).*

#### **Литература**

1. Повх В. И., Гарбузов Г. П., Шляхова Л. А. Космический мониторинг сельскохозяйственных угодий Ростовской области // Исследование Земли из космоса. 2006. № 3. С. 89–96.
2. Виноградов Б. В. Аэрокосмический мониторинг экосистем. М.: Наука, 1984. 320 с.
3. Черепанов А. С. Вегетационные индексы: справочные материалы // Геоматика. 2011. № 2. С. 98–102.
4. Адамович Т. А. Геоэкологическая оценка и оптимизация системы мониторинга территории в районе Кирово-Чепецкого химического комбината: Дис. ... канд. географ. наук. Ростов-на-Дону, 2012. 175 с.

### **СПУТНИКОВЫЙ МОНИТОРИНГ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НА ТЕРРИТОРИИ УДМУРТСКОЙ РЕСПУБЛИКИ**

*Т. Г. Злобина*

*Управление Минприроды УР, zlobinatata@gmail.com*

Водное хозяйство – это сфера, в которой использование методов дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) из космоса и геоинформационных технологий трудно переоценить [1].

Космический мониторинг заключается в непрерывном многократном получении информации о качественных и количественных характеристиках природных и антропогенных объектов и процессов с точной географической привязкой за счет обработки данных, получаемых со спутников дистанционного зондирования Земли. Космический мониторинг позволяет получать однородную и сравнимую по качеству информацию о водных объектах одновременно для разно удаленных территорий, что практически недостижимо при любых наземных обследованиях [2].

Очевидно, что наличие информации о точном местоположении этих объектов, их взаиморасположении, взаимовлиянии, об их качественном, количественном состоянии и динамике изменений существенно влияет на качество принимаемых решений в сфере управления водным хозяйством.

Последовательность операций по использованию информации дистанционного зондирования может быть следующей: дешифрирование снимков – оценка форм водных объектов – оценка гидрологических, характеристик, экологического состояния – включение их в диагностические и прогностические модели для осуществления мониторинга объектов [3].

С помощью данных ДЗЗ и программных комплексов по их обработке можно решать многие важные задачи, в том числе такие как:

- мониторинг экологического состояния водных объектов, по загрязнению в результате сбросов и разливов загрязняющих веществ участков водоемов;
- выявление источников загрязнения водных объектов;
- изучение процессов «цветения» водоемов;
- выявление участков теплового загрязнения акваторий промышленными предприятиями;
- мониторинг состояния водоохранных зон.

Экологическое состояние водного объекта характеризуется рядом признаков, которые лучше или хуже проявляют себя на космических снимках.

В естественных условиях поверхностью воды поглощается почти вся падающая энергия в ближнем и среднем инфракрасном диапазонах длин волн, даже если слой воды небольшой. Вследствие такого сильного поглощения энергии водой в этих диапазонах может быть отражено лишь очень небольшое ее количество. Это очень выгодно для дистанционного исследования, поскольку отражательная способность воды в отражательном инфракрасном диапазоне спектра четко выражена. Четкие различия отражательной способности в инфракрасном диапазоне делают возможными простую идентификацию и картографирование водной поверхности. Например, на панхроматических снимках в отражательном инфракрасном диапазоне спектра вода черного цвета и хорошо отличается от окружающей ее растительности и почвы (рис. 1). Определить местонахождение даже очень маленьких прудов или озер (площадью 1–2 га) не составляет труда. Для определения контура водных объектов, собственно береговой линии, как показала практика, используется панхроматическая съемка. Снимки спутников Канопус-В, Ресурс – ДК1, Ресурс – П, по качеству и охвату территории съемкой дают объективную и вполне достоверную информацию о территории обследования с выделением вплоть до мелких водоемов [4].



Рис. 1 Изображение водоема на панхроматическом снимке, КА Ресурс-ДК1

В видимом диапазоне спектра взаимодействия энергии и вещества для масс воды более сложная. На отражательную способность воды, как правило, влияет отражательная способность материалов на дне или взвешенных частиц воды. Характеристики поглощения и пропускания являются не только функциями самой воды, но на них так же сильно влияют различия типов и размеров веществ, содержащихся в воде, как органических, так и неорганических. Дело в том, что небольшие по размеру, мелкие водоемы, отстойники промышленных вод, как правило, имеют значительное количество взвешенных минеральных и органических частиц, влияющие на отражательную способность объекта. Кроме того, мутность может объясняться наличием неорганических веществ во взвешенном состоянии и содержанием хлорофилла, многие другие естественные и синтетические вещества могут вызвать изменения спектральных характеристик воды. Возможно четкое обнаружение различий спектральных характеристик, обусловленных различиями типов и концентрации взвешенного вещества в реках (рис. 2).

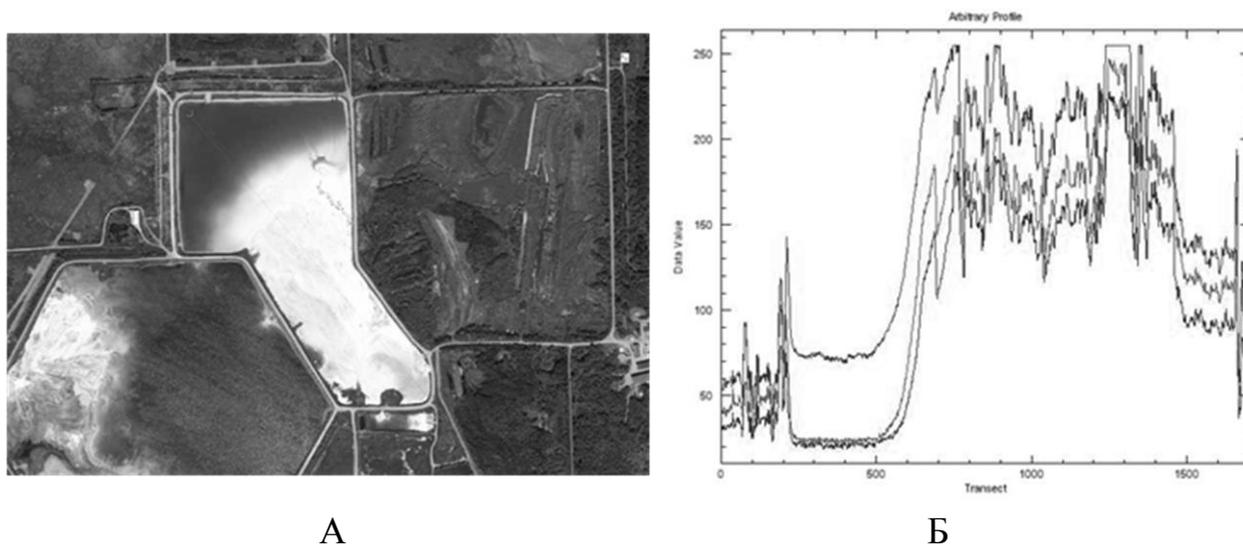


Рис. 2. Снимок отстойника промышленных вод со спектральным отражением по линии профиля АБ

Здесь наиболее перспективен анализ мультиспектральных снимков, по которым хорошо выявляются и количественно измеряются объемы механических взвесей и биогенных элементов. Для большинства водохранилищ актуальна проблема ухудшения свойств воды в результате эвтрофирования — резкого повышения биологической продуктивности зеленых водорослей (чаще всего антропогенно спровоцированного), приводящего к негативным последствиям для всей экосистемы водоема. Выявить наличие этого процесса и его стадии развития возможно, изучая изменения спектральных характеристик на серии мультиспектральных снимков. Выборочные полевые исследования, проводимые на акватории, позволяют беспрепятственно перейти к численным показателям объема взвешенных частиц как в случае механического, так и в случае биологического загрязнения (рис. 3).

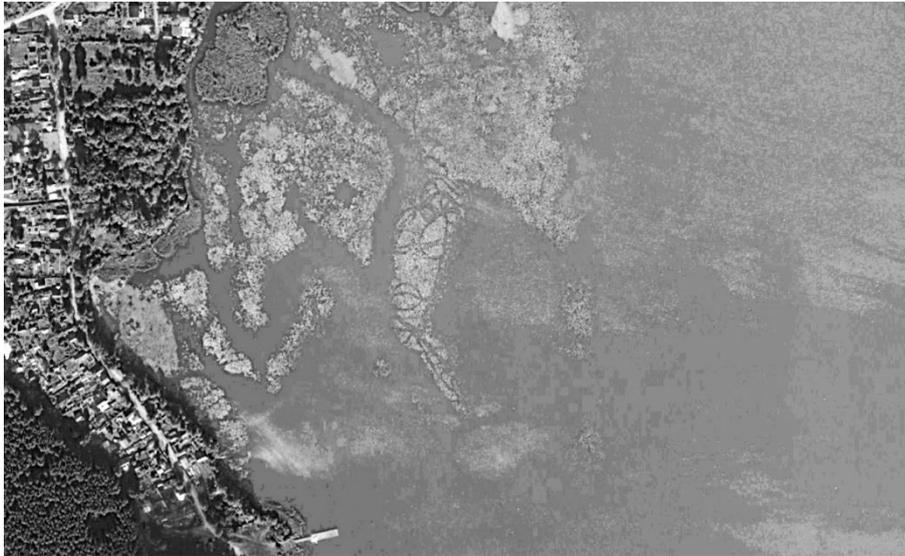


Рис. 3. Снимок биологического загрязнения водоема

Определить химический состав водоема, оценивать содержание того или иного вещества в воде возможно только по косвенным признакам на съемке. Здесь широкое поле для экспериментов – вышеописанное биологическое загрязнение водоемов обусловлено накоплением в водной массе соединений так называемых биогенных веществ – соединений фосфора и азота, и само становится фактором резкого снижения содержания кислорода в воде, повышения рН, выпадения в осадок карбоната кальция, гидрооксида магния. Естественно, что содержание всех этих веществ имеет прямую или обратную пространственную корреляцию с объемом биологической взвеси и на основе выборочного отбора проб на химический анализ может быть оценено и зафиксировано картографическими методами по всей акватории водоема. Это же относится и к соотношениям концентраций механических взвесей, попадающих в водоем из промышленного стока с содержанием техногенных химических веществ, например, микроэлементов. Зная концентрацию взвеси и типичное содержание в ней того или иного элемента (определенную путем отбора проб), можно построить карту распределения элемента в приповерхностном слое воды [5].

Выше изложенные примеры, безусловно, не исчерпывают богатые возможности использования технологий ДЗЗ в сфере решения разнообразных водохозяйственных задач. Они еще раз подчеркивают несомненную перспективность использования данных ДЗЗ из космоса в этой важной сфере.

#### Литература

1. Методические указания по проведению сетевых наблюдений за деформациями речных русел на пограничных участках трансграничных рек. М., 2011.
2. Болсуновский М. А. Современные подходы к организации оперативного космического мониторинга // Геомтика. 2010. № 3. С. 13–18.
3. Толмачева Н. И. Космические методы исследований в метеорологии. Интерпретация спутниковых изображений: учеб. пособие. Пермь, 2012. 208 с.
4. Абросимов А. В., Дворкин Б. А. Возможности практического использования данных ДЗЗ из космоса для мониторинга водных объектов // Геомтика. 2009. № 4. С. 53–64.

5. Дейвис Ш. М., Ландгребе Д. А., Филлипс Т. Л. Дистанционное зондирование: количественный подход. М.: Недра, 1983. 415 с.

## **ПОЛОЖЕНИЕ ВЕРХНЕЙ ГРАНИЦЫ ТРОПОСФЕРЫ В г. КИРОВЕ**

*К. М. Шкляев, И. Л. Бородатый*  
*Вятский государственный университет,*  
*shklkid@mail.ru, Borodatyiigor@yandex.ru*

Целью работы является анализ динамики верхней границы тропосферы в районе г. Кирова.

Для этого необходимо рассмотреть понятие тропосферы, как части атмосферы Земли. Определить ее верхнюю границу используя нижнюю границу максимальной концентрации  $O_3$  как маркер. Построить графики изменения температур и на основе полученных данных проанализировать динамику верхней границы тропосферы, а попутно высоту и мощность озонового слоя атмосферы над Кировской областью, как одного из важнейших компонентов атмосферы.

Озоновый слой занимает важнейшее место в обеспечении условий для жизни на Земле. Он является своеобразным фильтром атмосферы, так как поглощает значительную долю (97%) ультрафиолетовой радиации (с длинами волн 0,15–0,29 нм) при ее длительном воздействии на живые организмы у людей может быть рак кожи, ожоги сетчатки глаз, снижается иммунитет. Для животных и растений ультрафиолетовые лучи также очень вредны [2].

Самой нижней частью атмосферы Земли является тропосфера, которая составляет 75% массы атмосферы и 99% ее водяного пара и аэрозолей. В этом слое атмосферы температура с высотой понижается, на каждые 100 м, в среднем, на 0,65 °С. В умеренных широтах мощность тропосферы составляет 17 км, в тропических районах – до 20 км, а около полюсов – 7–10 км [3].

Какова же ее мощность в районе Кирова? Тропосфера – это зона интенсивного перемешивания воздушных масс, поэтому ее химический состав однородный. В нашем исследовании верхняя граница тропосферы отмечается уровнем, где прекращается дальнейшее понижение температуры воздуха с высотой. Прекращение понижения температуры свидетельствует о том, что здесь концентрация  $O_3$  начинает повышаться, следовательно, обозначает верхнюю границу тропосферы в этом районе [1].

В период прохождения практики, в ФГБУ «Кировский ЦГМС» нами были собраны данные, на основании которых были построены графики «изменение средней температуры на различных высотах» от поверхности Земли до высоты 27 км. Анализ этих графиков показал, что изменения температуры воздуха с высотой в январе 2014, 2015 и 2016 гг., соответствует общепринятым представлениям об изменении температуры воздуха с высотой. На всех трех графиках прекращение падения температуры начинается с 10–11 км и заканчивается на уровне 15–16 км, что говорит об максимальной concentra-

ции озона именно на этих высотах и тем самым обозначает верхнюю границу тропосферы.

Если говорить о динамике высоты данной границы, то на графике отчетливо видно, что снижение температуры останавливается всегда на одной и той же высоте 11 км, что свидетельствует о стабильности нижней границы повышенной концентрации  $O_3$ , по крайней мере, в зимнее время, а, следовательно и нижней границы тропосферы. Дальнейшее падение температуры наблюдается с высоты 16 км, что говорит о том, что концентрация озона отсюда начинает уменьшаться. Таким образом, мощность «озонового экрана» т. е. слоя атмосферы с максимальной концентрацией озона над Кировом составляет около 5 км. В разных широтах Земли озоновый слой находится на разной высоте, а также имеет разную толщину. В целом концентрация озона в атмосфере ничтожно мала, если собрать весь озон в равномерный слой и покрыть всю планету, то его толщина при нормальном атмосферном давлении будет составлять около 3 мм, но при этом роль его в жизни нашей планеты неоценима.

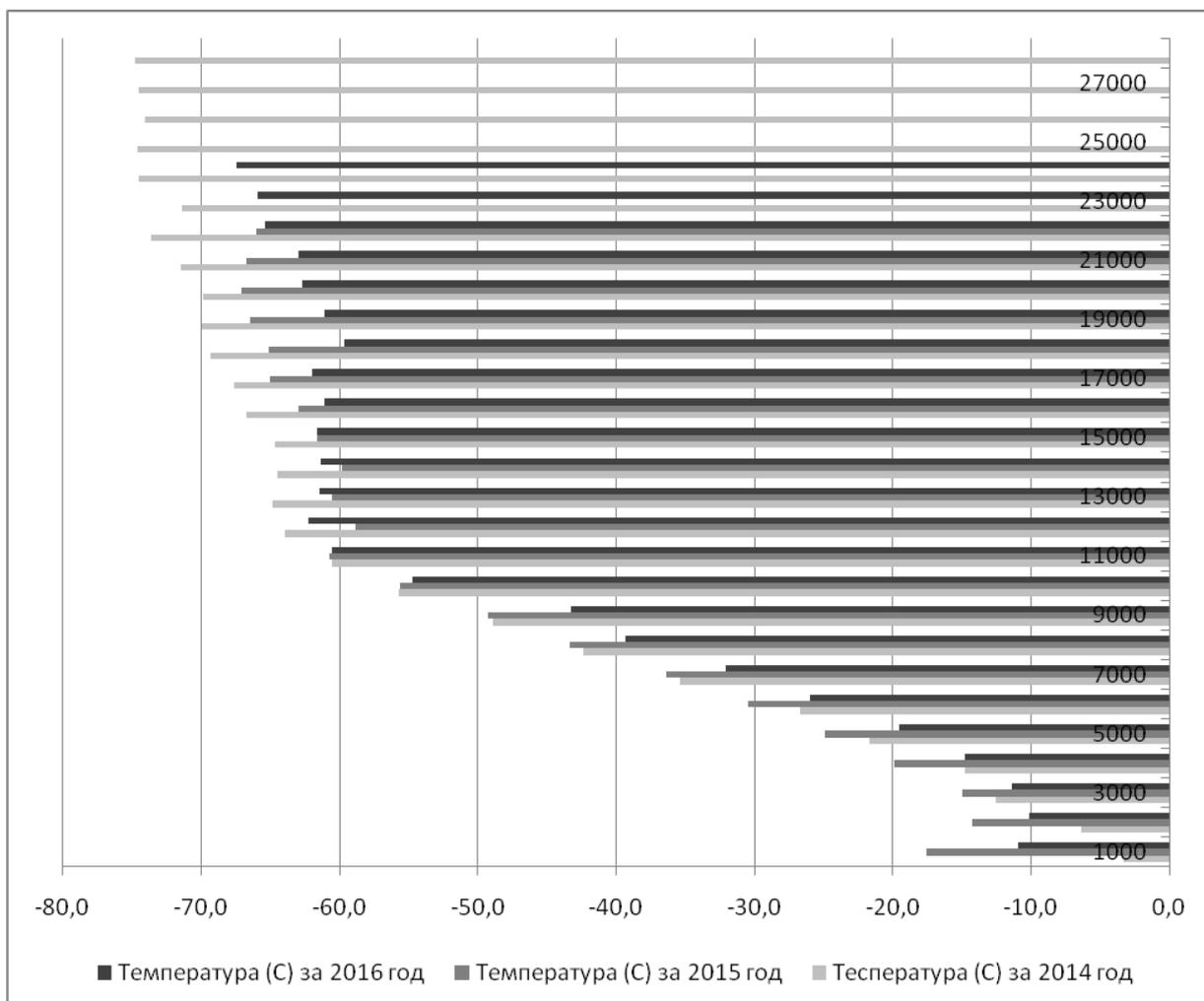


Рис. Изменение средней температуры воздуха на различных высотах за январь 2014, 2015, 2016 гг. в г. Кирове

Таким образом, на протяжении периода 2014–2016 гг. высота верхней границы тропосферы в зимнее время в районе г. Кирова оставалась неизменной (около 11 км), что говорит о стабильности состояния озонового слоя на данной территории.

### Литература

1. Шкляев К. М. Анализ динамики основных характеристик тропосферы в окрестностях города Кирова. Киров: Вятка, 2016. 64 с.
2. Хромов С.П., Петросянц М.А. Метеорология и климатология. М.: Изд-во МГУ, 2006. 584 с.
3. Научно-популярный портал Дикий Дикий мир [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://wildwildworld.net.ua/>

## ПЛУТОНИЙ В ПРИЗЕМНОМ СЛОЕ АТМОСФЕРЫ В РАЙОНАХ РАСПОЛОЖЕНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ИСТОЧНИКОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

*А. С. Сорокина<sup>1</sup>, В. Д. Гниломедов<sup>2</sup>, М. Н. Каткова<sup>2</sup>*  
<sup>1</sup> ИАТЭ НИЯУ МИФИ,  
<sup>2</sup> ФГБУ НПО «Тайфун»

В настоящее время основным источником поступления плутония в окружающую среду стали радиохимические предприятия. Старейшим предприятием такого рода является ПО «Маяк» в Челябинской области, работающее уже более шестидесяти лет. Среднегодовые значения объемной активности изотопов плутония в воздухе (пос. Новогорный) изменяются в широких пределах:  $^{238}\text{Pu}$  – от  $190 \cdot 10^{-9}$  до  $2300 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>,  $^{239+240}\text{Pu}$  – от  $120 \cdot 10^{-9}$  до  $890 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. Отношение среднегодовой объемной активности  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе в рассматриваемый период от 0,6 в 2007 г. до 2,6 в 2012 г. (рис. 1).

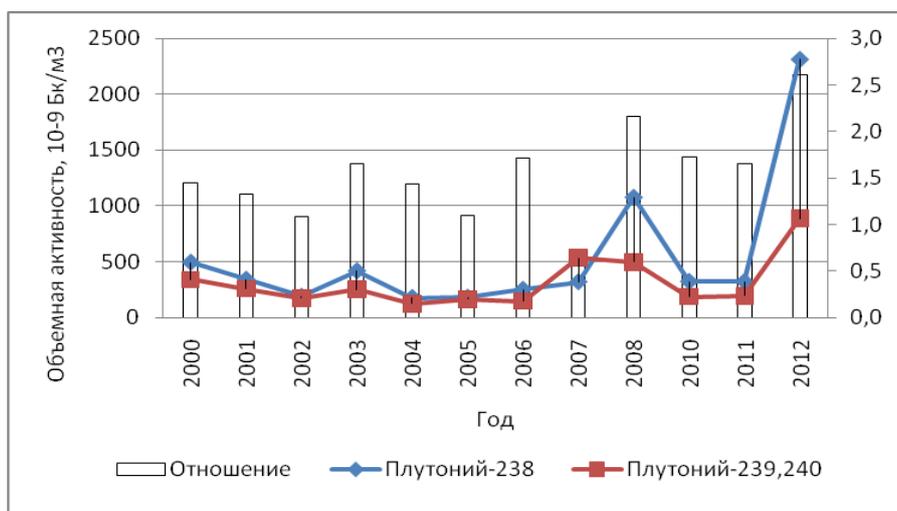


Рис. 1. Среднегодовая объемная активность  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Новогорного (ПО «Маяк») и отношение  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$

Высокие среднемесячные значения объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном воздухе в течение года распределяются случайным образом. В 2010 г. наиболее высокие значения наблюдались в августе, в 2008 г. – в феврале, в 2007 г. – в мае.

Существенно более низкие уровни объемной активности изотопов плутония, на два-три порядка, наблюдаются в районах расположения непромышленных ядерных реакторов. Примером может служить г. Обнинск Калужской области. Основными радиационными объектами являются реакторы ФГУП «Физико-энергетического института им. А.И. Лейпунского» (ФЭИ) и филиала ФГУП «Физико-химического института им. Л.Я. Карпова» (филиал НИФХИ), которые создают среднегодовую концентрацию в диапазоне  $3 \cdot 10^{-9}$  –  $37 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>.

Изменение среднегодовой величины объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в Обнинске, как и в случае с ПО «Маяк», в период 1998-2015 годов также носит случайный характер (рис. 2). В отдельные годы – 2009, 2010, 2013, 2015 – наблюдается резкое – на порядок ( $9,9 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>,  $10,9 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>,  $24,9 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup> и  $26,4 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>) – увеличение среднегодового значения.

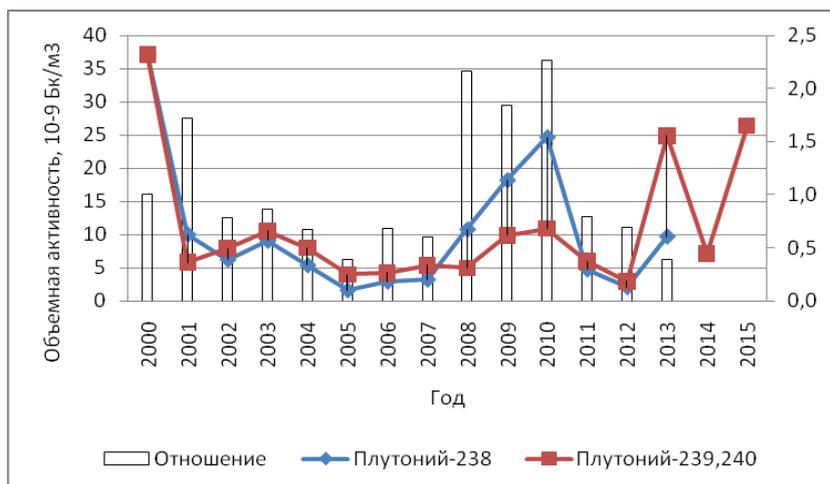


Рис. 2. Среднегодовая объемная активность  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Новогорного (ПО «Маяк») и отношение  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$

Соотношение среднегодовой объемной активности изотопов плутония меняется в широких пределах – от 0,4 в 2005 и 2013 годах до 2,5 в 2014 г. Активность  $^{238}\text{Pu}$  в большинстве случаев меньше активности  $^{239+240}\text{Pu}$ , хотя среднее отношение активности  $^{238}\text{Pu}$  к  $^{239+240}\text{Pu}$  в период с 1998 по 2015 гг. равно 1,05 (рис. 2).

Максимальные значения объемной активности изотопов плутония по годам и в течение года также распределены случайным образом. Например, увеличение среднегодовой объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном слое атмосферы Обнинска в 2013 г. в 8,3 раза по сравнению с 2012 г. обусловлено кратковременным повышением в октябре – до  $246,7 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup> (рис. 3). В остальное время этого года среднемесячные значения были на два порядка меньше –  $(2-9) \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. По-видимому, в октябре был единовременный вы-

брос одного из местных локальных источников. Следует отметить, что такие экстремальные выбросы происходят не каждый год (в 2012 г. их не было) или случаются неоднократно, как в 2015 г.

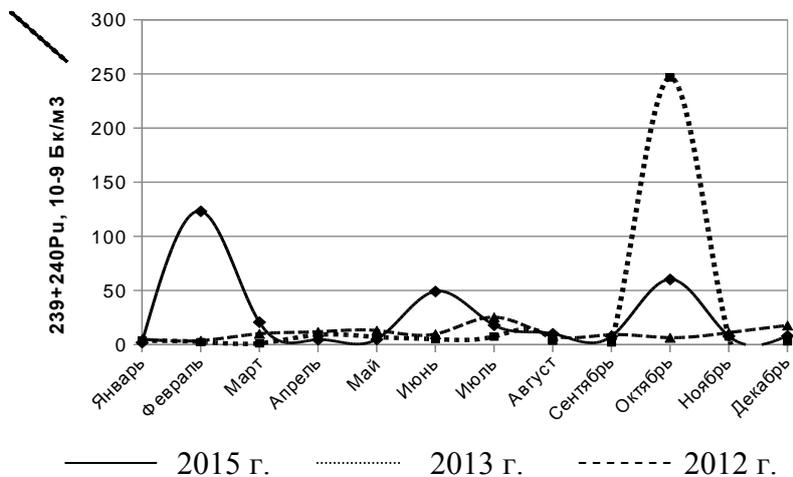


Рис. 3. Годовой ход объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Обнинска в 2012, 2013 и 2015 гг.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС в атмосферу было выброшено большое количество долгоживущих радионуклидов, включая плутоний. Среднегодовая концентрация  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздухе в 1986 г. составила в Минске  $1,1 \cdot 10^{-6}$  Бк/м<sup>3</sup>. До аварии объемная активность этих изотопов здесь была меньше  $10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. Загрязненные территории до настоящего времени служат источником вторичного загрязнения приземного слоя атмосферы плутонием за счет ветрового подъема [3].

По результатам разовых измерений, выполненных в 1987–1989 гг. в Чернобыле, к концу 1989 г. объемная активность изотопов плутония в приземной атмосфере уменьшилась на три порядка (рис. 4). Наиболее резкое уменьшение произошло с августа 1987 г. по февраль 1988 г.

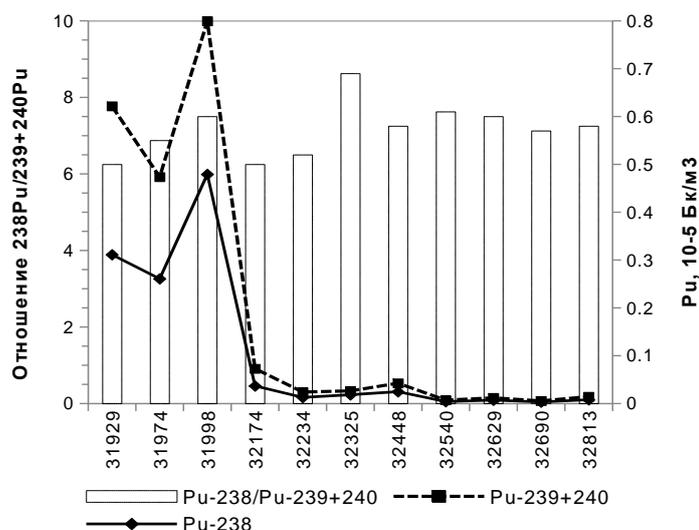


Рис. 4. Концентрация изотопов плутония в приземном слое атмосферы г. Чернобыля ( $10^{-5}$ ·Бк/м<sup>3</sup>) и отношение  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  в 1987–1989 гг.

В районах, находящихся под влиянием ветрового переноса радиоактивных аэрозолей с загрязненных территорий, до настоящего времени наблюдаются повышенные значения объемной активности изотопов плутония в воздухе. Регулярные наблюдения за концентрацией изотопов  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном слое атмосферы проводились в 1992–1996 гг. в Брянске, расположенном по направлению господствующих ветров с загрязненных западных районов Брянской области.

За этот период среднегодовая объемная активность изотопов  $^{239+240}\text{Pu}$  последовательно уменьшалась от  $24,1 \cdot 10^{-9}$  до  $2,55 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>, что лежит в пределах средних значений для центральных районов европейской территории России (рис. 5).

Убедительным доказательством того, что основным механизмом поступления  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферный воздух в Брянске, может служить сезонный ход величины объемной активности. Концентрация этих изотопов постоянно возрастает в теплый период года, когда создаются благоприятные условия для ветрового подъема (рис. 6).

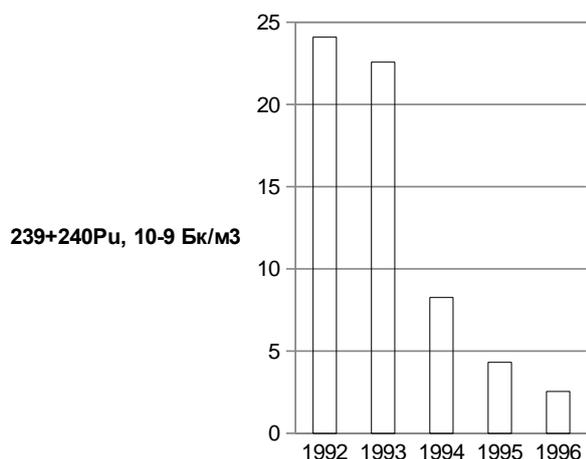


Рис. 5. Среднегодовая объемная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном слое атмосферы Брянска в 1992–1996 гг.,  $10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>

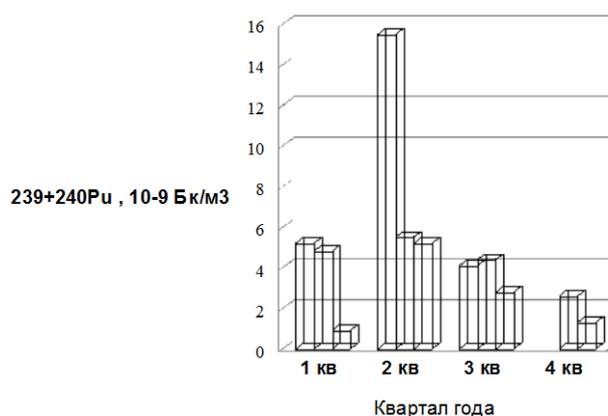


Рис. 6. Сезонный ход объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Брянска в 1994–1996 гг.

С 1996 г. наблюдения за изотопами плутония были перенесены в г. Курск, который, как и Брянск, находится под влиянием господствующих ветров с загрязненных территорий и лежит в пределах 100-км зоны Курской АЭС. Такое расположение пункта наблюдения позволяет контролировать не только влияние загрязненных территорий на величину объемной активности изотопов плутония в воздухе, но и возможное их присутствие в выбросах АЭС, чего при работе станции в режиме генерации электроэнергии не наблюдается. Однако, при плановых работах с ядерным топливом, выбросы плутония в воздух возможны.

Ежегодно в теплый период устойчиво фиксируется увеличение объемной активности изотопов плутония с максимальными концентрациями в

июле-сентябре, что, по-видимому, связано с ветровым подъемом, усиливающимся в теплый период. Дополнительным фактором, способствующим ветровому подъему, являются весенние и осенние полевые работы. Однако, высокое значение объемной активности, зафиксированное во втором квартале 2015 г. –  $12,6 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>, – сравнимое с концентрациями 1992–1994 гг. в Брянске, позволяет предположить наличие дополнительного источника изотопов плутония в воздухе, помимо ветрового подъема.

Представленные на рис. 7 среднегодовые объемные активности  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном воздухе в Курске, убедительно свидетельствуют о наличии дополнительного источника, помимо ветрового подъема. Величина объемной активности  $^{238}\text{Pu}$  увеличилась в 2015 г. в 14,4 раза по сравнению с 2014 г. – от  $0,8 \cdot 10^{-9}$  до  $11,5 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. При этом отношение объемных активностей  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  изменилось от 0,2–0,4 – в предшествующие годы – до 2,0 в 2015 г. Еще более высокое отношение концентраций этих изотопов было во втором квартале 2015 г. – 3,4, при величинах объемных активностей  $42,6 \cdot 10^{-9}$  и  $12,6 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup> соответственно.

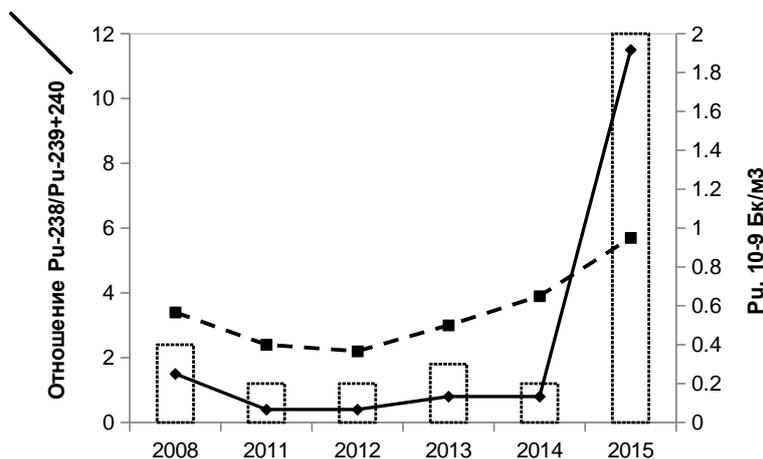


Рис. 7. Среднегодовая объемная активность  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Курска и отношение Pu-238/Pu-239+240 в 2008 и 2011–2015 гг.

Весьма вероятно, что дополнительное поступление изотопов плутония в воздух произошло в результате регламентных работ с ядерным топливом на территории Курской АЭС.

Наименьший вклад, из рассмотренных типов источников плутония, в загрязнение приземного слоя атмосферного воздуха, начиная с 1995 г., оказывают территории, загрязненные в результате аварии на Чернобыльской АЭС (рис. 8). По наблюдениям в Брянске и Курске среднегодовые значения объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе были в диапазоне  $1,5 \cdot 10^{-9}$  –  $6,3 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. При этом, повышенные значения, по-видимому, возникали в случаях дополнительного воздействия выбросов Курской АЭС, как это было в 2015 г.

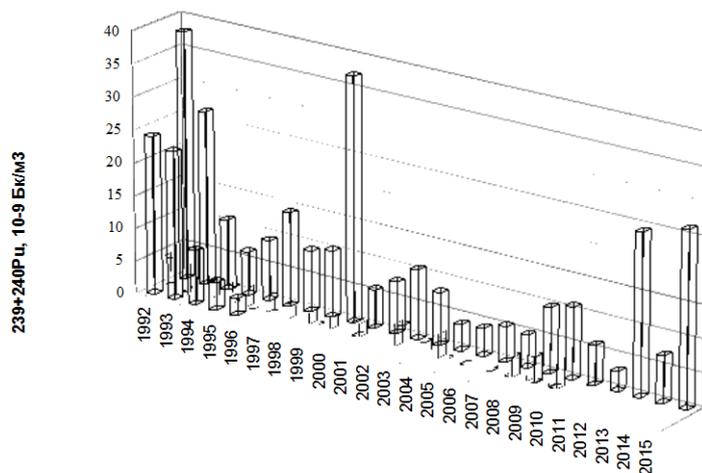


Рис. 8. Среднегодовая объемная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном слое атмосферы городов Обнинска, Брянска и Курска,  $10^{-9} \text{ Bq/m}^3$

Среднегодовые уровни активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе в районах расположения непромышленных ядерных реакторов существенно выше, часто на порядок.

Уровни содержания  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздухе районов расположения радиохимических предприятий на 1–2 порядка выше, чем в пределах воздействия загрязненных территорий или непромышленных ядерных реакторов, но даже наиболее высокие уровни активности радиоизотопов плутония в районах расположения радиохимических предприятий на 4 порядка меньше  $\text{ДОА}_{\text{НАС}}$  ( $2,5 \cdot 10^{-3} \text{ Bq/m}^3$ ) по НРБ-99/2009 [4].

#### Литература

1. МАГАТЭ. Безопасное обращение с плутонием и его хранение, серия по безопасности № 9. 2001. 124 с.
2. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. Ежегодник. М.: ВНИИГМИ-МЦД, 2015. 322 с.
3. Махонько К. П. Ветровой подъем радиоактивной пыли с земли. Росгидромет, Обнинск, 2008. 427 с.
4. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009. М., 2009.

## МОНИТОРИНГ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ ГОРОДСКИХ АГЛОМЕРАЦИЙ СПОРОВО-ПЫЛЬЦЕВЫМ МЕТОДОМ

*С. А. Пупышева, И. А. Жуйкова, И. Л. Бородатый*  
*Вятский государственный университет,*  
*svanp@mail.ru, Zhuikova@yandex.ru*

Многообразие и сложность взаимосвязей и взаимозависимостей живых систем разных уровней организации и среды обитания обуславливают огромное разнообразие методов экологических исследований. При этом, нередко, бывают использованы специфические методы других наук, одним из которых является спорово-пыльцевой метод.

Преимущества палинологического метода:

1. Каждое пыльцевое зерно и спору можно идентифицировать до семейства, рода, а иногда и вида благодаря их морфологическим особенностям.

2. Высшие растения продуцируют огромное количество пыльцевых зерен и спор, оболочки которых, попадая на поверхность, фоссилизуются, становясь компонентами и осадочных отложений, сохраняя при этом своим морфологические особенности.

3. Оболочка как пыльцевого зерна, так и споры (спородерма) состоит из химического вещества, в том числе из спорополленина, который устойчив к различным физическим и химическим воздействиям.

Общественное производство изменяет окружающую среду, воздействуя прямо или косвенно на все ее элементы. Это воздействие и его негативные последствия особенно усилились в эпоху современной НТР, когда масштабы человеческой деятельности, охватывающей почти всю географическую оболочку Земли, стали сравнимы с действием глобальных природных процессов. Биологическая составляющая (пыльца растений) наиболее объективно может продемонстрировать, насколько благоприятна или, наоборот, опасна обстановка в том или ином регионе для человека и позволит избежать нежелательных эффектов.

На качество атмосферного воздуха большое влияние оказывает производственная и хозяйственная деятельность человека, значительно выраженная в крупных населенных пунктах. Результаты проведенных лабораторных исследований свидетельствуют о том, что Кировская область не относится к территориям «риска», так как за период 2010–2015 гг не было зарегистрировано уровней загрязнения атмосферного воздуха более 5 ПДК [1]. Среди загрязняющих веществ (ЗВ) преобладали: сернистый ангидрид, оксид углерода, оксиды азота, углеводороды и прочие газообразные и жидкие вещества. Превышение ПДК ЗВ веществ в воздушной среде течение 2015 г. установлены на 2-х административных территориях области: Киров и Слободской. В целом же в течение 2015 г. в атмосферном воздухе исследовалось 27 загрязняющих веществ. Наибольшее количество проб с превышением ПДК, из числа исследованных получено по формальдегиду, взвешенным веществам, оксиду азота [1].

В условиях экологического неблагополучия растения продуцируют большое количество тератоморфных и стерильных пыльцевых зерен. Причем, чем хуже экологическая обстановка, тем выше процент содержания патологически развитой пыльцы и наоборот [2]. Оценки экологического состояния воздушной среды, проводимые в отдельные периоды, показывают состояние ЗВ в атмосфере в конкретный момент времени, а не в режиме постоянного непрерывного мониторинга. Растения оказываются под воздействием загрязняющих веществ в течение всего периода жизни, поэтому более корректно оценивать влияние загрязнения атмосферного воздуха на состояние генеративной сферы растений – пыльцу древесных растений. Достаточно надежным методом оценки экологического состояния атмосферного воздуха является

метод оценки состояния качества генеративного состояния пыльцы [3]. Результаты исследований анализа пыльцевых зерен липы мелколистной (*Tilia cordata* Mill), выполненных для г. Кирова были ранее отражены в работе [4].

Кроме этого, пыльца отдельных таксонов растений, способны вызывать аллергические заболевания у человека и животных [5, 6] и существенно влиять на качество среды обитания человека. Для точного выявления причинно-значимого аллергена необходимо знать время пыления растений в данном регионе и период циркуляции пыльцы в атмосфере.

Изучение качественных и количественных показателей аэропалинологического спектра (АПС) лежит в основе экологического мониторинга атмосферы и тесно связано с прикладными проблемами аллергологии и иммунологии. С другой стороны, изучение особенностей формирования и динамики состава воздушных споро-пыльцевых спектров тесно связано с фундаментальными проблемами реконструкции растительности и климатов прошлого, что необходимо для понимания процессов эволюции экосистем. Общеизвестна роль пыльцы в панмиксии растений, в поддержании динамического равновесия в биогеоценозах по линии трофических связей [7]. В связи с этим вопросы изучения качественного и количественного состава пыльцевого дождя, особенностей его сезонной динамики и закономерностей процессов формирования, составления календарей пыления, разработки прогнозов пыления и создания системы палиноэкологического мониторинга (ПЭМ) в России чрезвычайно актуальны.

Аэропалинологические исследования включают: сбор пыльцы растений и спор грибов, содержащихся в воздухе, их идентификацию, количественное определение при визуальном подсчете в поле зрения микроскопа и разработку календарей пыления.

Для улавливания биологических частиц используются ловушки двух типов:

– гравитационные – взвешенные в воздухе частицы осаждаются под действием силы тяжести на горизонтальную поверхность;

– импакторные – взвешенные в воздухе частицы движутся вместе с потоком воздуха и осаждаются на поверхности различных типов и ориентации. Они, в свою очередь, бывают естественными или искусственно созданными. Большинство импакторных ловушек относится к волюметрическому типу, поток воздуха в них создается принудительно, за счет работы воздушной помпы [8].

Высота установки пыльцеуловителя имеет первостепенное значение для выявления состава пыльцевого дождя. В большинстве случаев пыльцевые ловушки устанавливаются на высоте 10–20 м над уровнем земли, как правило, на крыше зданий. Состав пыльцевого спектра на уровне земли или на уровне человеческого роста (около 1,5 м) отличается от состава спектра на больших высотах в первую очередь повышенным содержанием пыльцы травянистых растений. Так, концентрация пыльцы полыни на уровне человеческого роста в 11,5 раз превышает содержание пыльцы полыни на высоте 15 м, злаков в

4,4 раза, соответственно. Для пыльцы деревьев столь значимая разница концентраций не отмечается, т.к. содержание пыльцы березы, ольхи, тополя, дуба, сосны, ивы на уровне человеческого роста лишь в 1,5–2 раза превышает концентрацию пыльцы этих таксонов на больших высотах. Мониторинг аэропалинологического состояния атмосферы на высоте человеческого роста дает и более точную информацию о начале пыления травянистых растений [8]. В медицинских целях слежение за составом пыльцевого спектра необходимо проводить на двух уровнях: на высоте 10–20 м – для получения общей региональной динамики пыльцевого дождя и на уровне человеческого роста – для уточнения начала пыления и определения периода, опасного с аллергенной точки зрения.

В стандартных аэропалинологических исследованиях пыльцевые ловушки устанавливаются на высоте 10–20 м над уровнем земли на крыше зданий вдали от стен и других укрытий. Следует избегать также близости парков, ботанических садов и крупных промышленных предприятий. Во всех аэропалинологических работах высота установки ловушки должна быть оговорена.

В качестве среды для изготовления препаратов обычно используют следующую смесь: глицерин (70 мл), желатина (10 г), дистиллированная вода (60 мл), фенол (0,1 г), сафранин. Присутствующий в среде сафранин окрашивает все живые пыльцевые зерна в красный цвет разной интенсивности, тем самым существенно облегчает обнаружение и подсчет пыльцевых зерен в препарате. Насыщенность цвета и оттенок его окраски могут служить в некоторых случаях и диагностическими признаками. Среда, используемая для приготовления препарата, обычно употребляется и для наклеивания кусочков ленты на предметное стекло [8].

Следующий этап палинологического анализа заключается в обработке образцов в лаборатории. Таксономическая принадлежность микрофоссилий, попавших в поле зрения определяется путем сравнения с имеющимися микрофотографиями и описаниями из атласов пыльцы и спор.

Для адекватной оценки содержания пыльцевых зерен в воздухе необходимо проанализировать не менее 20% от общей площади препарата.

Основной формой представления результатов аэропалинологических исследований являются календари пыления, составляемые как ежегодно, так и на основе многолетних наблюдений. Основные принципы создания календарей пыления были разработаны и приняты на встрече рабочей группы European Aeroallergen Network (EAN) в Перуджи (Италия) в 1988 г. Единообразие в методике отбора и представления материала позволило в дальнейшем использовать информацию различных национальных станций аэропалинологического мониторинга для создания единого европейского банка данных и разработки общеевропейских прогнозов пыления.

В результате исследований возникло несколько модификаций календаря пыления. Календарь может быть представлен в виде столбчатой диаграммы, выполненной в логарифмическом масштабе или в виде таблицы, в которой ячейка представляет декаду и закрашивается в соответствии со среднесу-

точным уровнем пыльцы или спор за декаду – низкий, средний, высокий и очень высокий [8]. Несмотря на относительное постоянство календаря пыления для данного региона, каждый конкретный сезон пыления имеет свои особенности. В значительной степени может измениться пыльцевая продуктивность отдельных таксонов, могут варьировать сроки и продолжительность пыления. Эти особенности обусловлены, в первую очередь, климатическими и метеорологическими условиями, а также многолетними биологическими ритмами развития растений.

Концентрация пыльцы в атмосфере связана с температурой воздуха, атмосферным давлением, скоростью ветра, что во многом определяет интенсивность аллергической реакции. В сухую и теплую погоду растения пылят интенсивнее и симптомы аллергии усиливаются. В холодные дни пыльцы выбрасывается гораздо меньше, но и период цветения растений удлиняется. Существенно снижается концентрация пыльцы в воздухе во время и сразу после дождя и в безветренную погоду. В утренние часы (с 5 до 11 часов) интенсивность пыления максимальна, к вечеру она снижается, и минимальна ночью.

В целом, гравиметрический метод наблюдений дает возможность определить качественный состав спектра и относительное содержание пыльцы доминирующих таксонов. При этом анализ и сопоставление времени пыления отдельных таксонов растений и появление пиковых концентраций пыльцы в воздухе показало, что пыльца ветроопыляемых растений в городах таежной зоны появляется раньше средних дат цветения этих видов в регионе, что можно объяснить заносом из более южных регионов. Поэтому, пыльцевой спектр – это региональная характеристика, отражающая именно содержание пыльцы в атмосфере, а не цветение отдельных экземпляров. Он учитывает особенности цветения растений разного возраста, их разное расположение в ландшафте, разный физиологический статус, вторичный подъем пыльцы в атмосферу после окончания основного сезона пыления. Период пыления, определенный на базе аэропалинологических данных, всегда превышает период цветения по фенологическим наблюдениям.

Зная календарь пыления отдельных видов растений, характерных для каждой климатогеографической зоны, можно, сопоставляя начало увеличения концентрации в воздухе тех или иных растений с началом заболевания, установить группу предполагаемых пыльцевых аллергенов, на которые больной реагирует.

Таким образом, исследование пыльцевой и споровой составляющих атмосферного аэрозоля определяется рядом причин [8, 9]. С одной стороны, данные о характере поступления пыльцы и спор растений в атмосферу, особенность их оседания на поверхности земли представляет большой интерес в плане понимания закономерности формирования субрецентных и фоссильных спорово-пыльцевых спектров, что служит методической основой для реконструкции палеорастительности.

С другой стороны, повсеместный рост числа заболеваний населения от поллинозов требует информационной обеспеченности людей о массовой кон-

центрации и видовом составе пыльцы в воздухе. Результаты аэропалинологических исследований наряду с фенологическими и метеорологическими наблюдениями необходимы для медико-биологических изысканий, выделения территории по аллергокомфортности, составления календарей пыления растений, в том числе и аллергенных. Данные знания, учитывающие региональные особенности территории, позволят улучшить прогнозирование ситуации пыления растений в весенне-летний период с целью предупреждения у населения вспышек аллергических реакций.

С конца 80-х годов прошлого столетия аэробиологи большинства европейских стран объединились для создания международной аэропалинологической службы и банка данных, в который вошли сведения о динамике содержания в воздухе пыльцы наиболее распространенных и аллергенных таксонов. В настоящее время Общеввропейский банк данных, объединяет более 400 национальных станций аэропалинологического мониторинга из большинства европейских стран и предоставляет информацию о пылении разных растений на территории Европы [10, 11].

#### Литература

1. О состоянии окружающей природной среды Кировской области в 2015 году: региональный доклад / Под общ. ред. А. Н. Чемоданова. Киров, 2016. 209 с.
2. Дзюба О. Ф., Подойницына С. В. Качественный состав палинологических спектров Санкт-Петербурга во время пыления сосны обыкновенной на территории города-спутника ЛАЭС Сосновый бор // Проблемы современной палинологии: Материалы XIII Российской палинологической конф. с междунар. участием. Том II. Сыктывкар: ИГ Коми НЦ УрО РАН, 2011. С. 253–257.
3. Дзюба О. Ф., Тарасевич В. Ф. Морфологические особенности пыльцевых зерен *Tilla cordata* Mill. в условиях современного мегаполиса // Пыльца как индикатор состояния окружающей среды и палеоэкологические реконструкции: Междунар. семинар. СПб.: ВНИГРИ, 2001. С. 79–86.
4. Наумова А. В., Жуйкова И. А. Использование пыльцы для оценки качества окружающей среды г. Кирова // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: Изд-во: ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 322–324.
5. Адо А. Д. Общая аллергология. М.: Медицина, 1978. 426 с.
6. Адо В. А. Аллергия. М.: Знание, 1984. С. 6–19.
7. Белянин П. С. Субфоссильные палиноспектры антропогенно-измененных ландшафтов западного Приморья // Методы палеоэкологических исследований: Тезисы докладов палинологической школы-конф. с междунар. участием. М.: Изд-во МГУ, 2014. С. 11–12.
8. Мейер-Меликян Н. Р., Северова Е. Э., Гапочка Г. П., Полева С. В., Бовина И. Ю. Принципы и методы аэропалинологических исследований. М.: МГУ, 1999. 49 с.
9. Мохова Л. М. Структура пыльцевого дождя в прибрежной зоне залива Петра Великого // Прибрежная зона дальневосточных морей в плейстоцене. Владивосток: ДВО АН СССР, 1988. С. 154–174.
10. Bicakci A., Ozden I., Nihat S., Hulusi M. Airborne pollen calendar of central region of Bursa (Turkey) // *Aerobiologia*. 1996. Vol. 12. P. 43–46.

11. Despres V., Nowoisky, Klose M., Conrad R., Andreae M.O., Poschl U. Genetic analysis and diversity of primary biogenic aerosol particles in urban, rural, and high-alpine air // Biogeosciences Discussions. 2007. Vol. 4. P. 349–384.

## **К ВОПРОСУ О ДИАГНОСТИКЕ ТРИХИНЕЛЛЕЗА СВИНЕЙ И КАБАНОВ, ПЕРСПЕКТИВЫ ЕГО МОНИТОРИНГА**

***О. Б. Жданова*<sup>1,2</sup>, *Л. А. Написанова*<sup>2</sup>, *А. К. Мартусевич*<sup>1</sup>,  
*Л. К. Ковалева*<sup>1</sup>, *Д. В. Россохин*<sup>1</sup>, *Д. А. Чашиников*<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Вятский государственный медицинский университет, oliabio@yandex.ru*

<sup>2</sup> *ФГБНУ ВНИИП им. К. И. Скрябина ФАНО РАН, napisanova2015@yandex.ru*

Биокристалломика – наука о структуре, свойствах, механизмах и условиях образования и деградации, а также функциональной значимости биоассоциированных кристаллических и псевдокристаллических тел. Основной целью биокристалломики как новой синтетической науки должна явиться комплексная, многосторонняя расшифровка природы и сущности кристаллизации, связанной с жизнедеятельностью организмов. В настоящее время предложено более 20 различных собственно биокристаллоскопических подходов. По оцениваемым свойствам биокристаллов их можно разделить на три группы. К первой группе, с наших позиций, должны быть причислены способы, базирующиеся на изучении непосредственно кристаллогенных свойств биообъектов (кристаллоскопические методы). Вторая группа объединяет методы биокристаллоскопического исследования (тезиграфические методы), позволяющие производить анализ иницирующих свойств биосубстратов и третья – аппаратные методы.

В наших предшествующих исследованиях было показано, что исследование кристаллогенных свойств биологических субстратов организма человека и животных позволяет получить новые данные о патогенезе многих паразитозов. В частности, было обнаружено, что развитие альвеококкоза приводит к однонаправленным сдвигам кристаллогенной активности разнородных по компонентному составу и физико-химическим характеристикам биосред пациента (слюна и моча) [1–5]. Аналогичные тенденции были выявлены и для некоторых других гельминтозов человека и животных (трихинеллез, аляриоз, фасциолез) [3, 6]. Это также позволяет производиться мониторинг метаболического статуса животного при моделировании паразитозов [7]. Особенно следует отметить возможность прижизненного исследования большого количества животных, как синантропных, так и диких. Реализация подобных диагностических алгоритмов была осуществлена нами на примере фасциолеза и альвеококкоза, для которых сформированы «паттерны» собственного и иницированного раствором хлорида натрия кристаллообразования [2, 6–12].

С целью изучения кристаллоскопических модуляций при трихинеллезе исследовалась кровь, полученная от здоровых свиней породы «Крупная белая» и свиней, экспериментально зараженных трихинеллами и кровь диких

кабанов. Забранную кровь стабилизировали раствором гепарина в отношении 1:1? перед взятием крови было сформировано 3 группы животных различного пола, возраст которых составил 1, 3 и 6 месяцев. Приготавливали микропрепараты образованных комплексных биосистем в соответствии с методом дифференциальной тизиграфии, используя в качестве базисных веществ 0,45%; 0,9% и 3% растворы хлорида натрия [2, 6–9]. Изучение оптической плотности биокристаллов, образующихся в процессе дегидратации, осуществлялось на спектрофотометре PowerWave XS (Bio-Tek, USA), с использованием диапазона длин волн 300–400 нм. Показатели оптической плотности получены для следующих образцов: 1) базисного вещества, 2) смеси базисного вещества и гепарина, 3) комплекса базисного вещества и плазмы, 4) смеси базисного вещества, гепарина и плазмы.

Полученные фации различных биожидкостей свиной и кабаньей сравнивались и систематизировались. В результате установлено, что оптическая плотность фации относительно сравниваемых показателей достигает наивысших значений при длине волны, равной 300 нм, при этом исключением является комплексная биосистема «гепарин-плазма». Вышеописанное явление обусловлено характером взаимодействия базисного вещества и анализируемой биологической жидкости, а также компонентным составом последней. В результате спектрометрического исследования биокристаллодегидратированной крови свиной показаны достаточно четкие половозрастные особенности данных параметров фаций биоматериала животных. Закономерное снижение плотности связано с меньшей кристаллизруемостью крови у представителей более старших возрастных групп свиной. Результаты исследования оптической плотности кристаллоскопических фаций крови с учетом возраста свиной следующие: 1 месячные свиные 300 нм – 0,18; 350 нм – 0,12; 400 нм – 0,14, 6 месячные свиные 300 нм – 0,45; 350 нм – 0,42; 400 нм – 0,43. При трихинеллезе оптическая плотность (ОП) в 1,8 раза превышала норму у 6-месячных животных. Учитывая, что у младших половозрастных групп ОП значительно меньше, при скрининговых исследованиях сыворотки свиной, превышающих показатель 0,5 необходимо проводить уточняющие диагностические исследования на трихинеллез методами, предложенными Л. А. Написановой [4, 11]. Антитела в минимальных диагностических титрах у большинства животных регистрировались в обеих реакциях с 30-го дня. В последующие сроки инвазии уровень антител увеличивался и достигал максимума с 80-го дня после заражения по 150-й день. У некоторых свиной специфические антитела обнаруживали на 50 и 40-й день инвазии, соответственно, и период максимальных титров наблюдался с 80 по 150-й день. Основные и дополнительные кристаллоскопические показатели сыворотки свиной соответствуют таковым человека, и также очень схожи с показателями кристаллоскопической картины кабана. Все исследованные сыворотки диких животных (кабанов) характеризовались большей кристаллизруемостью, основные и дополнительные параметры соответствовали таковым здоровых животных, характеризуясь лишь более выраженной краевой зоной и снижением аморфного

компонента. ОП не превышала показатели, характерные для здоровых свиней. В РКПК и КТ подтвержден отрицательный диагноз на трихинеллез. Таким образом, к настоящему времени полностью сформирован фундамент для становления и активного развития новой синтетической дисциплины преимущественно медико-биологического профиля – биокристаллологии, которую можно с успехом использовать и для изучения паразитозов животных в дикой природе и мониторинга [3–12].

### Литература

1. Ашихмин С. П., Жданова О. Б., Масленникова О. В. и др. Перспективы применения кристаллографических методов диагностики альвеококкоза в Кировской области // Российский паразитологический журнал. 2011. № 1. С. 94–99.
2. Мартусевич А. К. Процесс структурной самоорганизации биологических жидкостей при дегидратации: системный анализ // Информатика и системы управления. 2010. № 2. С. 31–34.
3. Масленникова О. В., Жданова О. Б., Мартусевич А. К. и др. Распространение *Alaria Alata* в Кировской области и некоторые особенности ее сокристаллизации с растворами дезинфектантов // Российский паразитологический журнал. 2010. № 3. С. 73–76.
4. Написанова Л. А., Жданова О. Б., Ашихмин С. П., Окулова И. И., Андреев О. Н., Тхакахова А. А. Трихинеллез: некоторые аспекты его мониторинга и профилактики // Теория и практика борьбы с паразитарными болезнями: Материалы докладов науч. конф. 2016. С. 280–282.
5. Янченко В. А., Мартусевич А. К., Жданова О. Б. Динамика тизоокристаллоскопических показателей биосред при оперативном лечении альвеококкоза печени // Вятский медицинский вестник. 2006. №2. С. 113–114.
6. Жданова О.Б., Окулова И.И., Ашихмин С.П., Бельтюкова З.Н., Домский И.А., Хайдарова А.А., Написанова Л.А. Некоторые особенности распространения трихинеллеза в естественных биоценозах Кировской области // Вятский медицинский вестник. 2015. № 3 (47). С. 36–39.
7. Мартусевич А. К., Жданова О. Б. Информативность исследования кристаллообразования при зоонозах на модели животных // Известия высших учебных заведений. Поволжский регион. 2006. № 1. С. 30–38.
8. Кидалов В. Н., Хадарцев А. А., Якушина Г. Н. Тезографические исследования крови и их практические возможности // Вестник новых медицинских технологий. 2004. Т. 11. № 1–2. С. 23–25.
9. Мартусевич А. К., Жданова О. Б., Янченко В. А. Патогенетическое значение изучения кристаллообразования биологических жидкостей при альвеококкозе // Анналы хирургической гепатологии. 2006. Т. 11. № 3. С. 50–51.
10. Мартусевич А. К., Жданова О. Б. Особенности свободного кристаллогенеза мочи здоровых и зараженных гельминтами грызунов // Труды Всероссийского института гельминтологии им. К. И. Скрябина. 2007. Т. 45. С. 153–163.
11. Мартусевич А. К., Жданова О. Б., Написанова Л. А., Мутошвили Л. Р. Информативность изучения дегидратационных свойств биосред при трихинеллезе // Теоретические и практические вопросы ветеринарной медицины. Киров. 2010. С. 57–59.
12. Жданова О. Б. Паразитозы плотоядных: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт гельминтологии им. К. И. Скрябина, 2007. 46 с.

## СЕДИМЕНТАЦИОННЫЙ АНАЛИЗ ОСАДКА ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ

*Д. П. Пономарёв<sup>1</sup>, Д. Н. Данилов<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*  
<sup>1</sup> Вятский государственный университет,  
<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

В работе методом седиментационного анализа проведено определение размера частиц для образца высушенного осадка взятого с очистных сооружений в г. Кирове.

Образец сырого осадка был взят на очистных сооружениях канализации г. Кирова. Для приготовления суспензии осадка с дистиллированной водой предварительно проводили высушивание осадка в сушильном шкафу 2В-151 при температуре  $105 \pm 2$  °С. Высушенный осадок пропускали через сита с диаметром отверстий 2, 1 и 0,5 мм. Седиментационному анализу подвергали только осадок после сита с диаметром отверстий 0,5 мм, содержащий низкодисперсную фракцию.

Суспензию фракции помещали в стеклянный цилиндр на 100 мл. и опускали в нее предварительно взвешенную чашечку торсионных весов ВТ-500 (цена деления 1 мг), затем непрерывно взвешивали чашечку с накапливающимся осадком. В начале каждого опыта суспензию взмучивали. Опыт заканчивали, когда масса чашечки с осадком практически не изменялась. Этот результат соответствовал окончанию процесса и принимался за 100%. Экспериментальные исследования по седиментационному анализу осадка очистных сооружений проводили в двух повторностях при температуре  $20 \pm 1$  °С.

Таблица 1

**Данные по определению плотности осадка**

№	Наименование	Масса, г
1	Пикнометр на 25 мл	15,6085
2	Высушенный осадок	3,0127
3	Пикнометр с керосином и осадком	36,5106
4	Керосин	17,8894

В таблице 2 приведены результаты параллельных определений. Экспериментально определяли массу чашечки  $m$  в зависимости от времени оседания  $\tau$ .

Рассчитывали массу осадка:

$$\Delta m = m - m_0,$$

где  $m_0$  – масса пустой чашечки (без осадка).

В течение 60–90 минут масса осадка достигала предельного значения  $\Delta m_{\max}$  и не изменялась во времени.

Массу осадка рассчитывали по формуле:

$$Q = (\Delta m / \Delta m_{\max}) * 100, \%$$

Таблица 2

**Данные, полученные методом седиментационного анализа свойств частиц осадка очистных сооружений**

Время, с	Масса чашки с осадком, мг			Масса осадка, мг	Скорость оседания, мкм/с	Масса осадка Q, %	Радиус частиц r, мкм	$\Delta Q$ , %	$\Delta r$ , мкм	r сред, мкм	$\Delta Q/\Delta r$ , %/мкм
	Опыт 1	Опыт 2	Среднее								
0	40,0	46,0	43,00	0		0					
10	42,0	48,0	45,00	2	6700	44,4	146	44,4			
20	43,5	48,5	46,00	3	3350	66,7	103	22,2	42,8	125	0,519
30	44,0	49,0	46,50	3,5	2230	77,8	84,4	11,1	19,0	93,9	0,586
45	44,5	49,0	46,75	3,75	1490	83,3	68,9	5,55	15,5	76,7	0,359
60	44,5	49,0	46,75	3,75	1120	83,3	59,7	0	9,23	64,3	
90	45,0	49,5	47,25	4,25	744	94,4	48,7	11,1	11,0	54,2	1,01
120	45,0	50,0	47,50	4,5	558	100	42,2				
180	45,0	50,0	47,50	4,5		100					
240	45,0	50,0	47,50	4,5		100					

Скорость оседания (в мкм/с) рассчитывали по следующей формуле:

$$U=H/\tau,$$

где H–расстояние от мениска жидкости до нижней части чашечки торсионных весов (74±1 мм).

Радиус оседающих частиц рассчитывали по уравнению Стокса:

$$r=(9*\eta*U/(2*(\rho-\rho_0)*g))^{0.5},$$

где  $\eta=1,00*10^{-3}$  Па\*с – вязкость дистиллированной воды при 20 °С;

$\rho$  – плотность высушенного осадка, кг/м<sup>3</sup>;

$\rho_0$  – плотность дистиллированной воды при 20 °С, 998,3 кг/м<sup>3</sup>;

$g=9,81$  м/с<sup>2</sup> – ускорение свободного падения.

Закон Стокса справедлив для суспензий с водной средой и размером частиц от 0,1 до 100 мкм. К частицам радиусом более 100 мкм, в обычных условиях оседающим очень быстро и к частицам радиусом менее 0,1 мкм (наночастицам), содержащимся в кинетически устойчивых системах, закон Стокса неприменим.

Плотность высушенного осадка определяли пикнометрически. В пикнометр объемом 25 мл добавляли навеску высушенного осадка, массу которого определяли с помощью взвешивания на аналитических весах. Определив массу осадка, добавляли керосин в пикнометр с осадком до отметки. На аналитических весах определили массу пикнометра с осадком и керосином.

Исходя из плотности керосина при 20 °С – 800 кг/м<sup>3</sup>, определили объем керосина в пикнометре – 22,36 мл. Следовательно, объем осадка в пикнометре – 2,64 мл, а его плотность – 1140 кг/м<sup>3</sup>.

В результате проведенного исследования по изучению седиментационных свойств частиц осадка после сита с диаметром отверстий 0,5 мм можно сделать вывод о том, что основная масса микрочастиц осадка очистных сооружений имеет размер от 40 до 150 мкм. Для определения преобладающего размера этих частиц необходимо провести дополнительные исследования методом лазерного рассеивания света в жидкой фазе.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

## ОПРЕДЕЛЕНИЕ КЛАССА ОПАСНОСТИ ОТХОДА «БЕТОННО-СОЛЕВАЯ МАССА ПРИ ОБЕЗВРЕЖИВАНИИ ВОДНО-СОЛЕВОГО СЛОЯ ДЕТОКСИКАЦИИ ЗОМАНА»

*С. А. Шаров<sup>1</sup>, А. Е. Танюшкин<sup>2</sup>, Е. В. Брызгалина<sup>3</sup> Т. Я. Ашихмина<sup>1,4</sup>*

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

<sup>2</sup> *Главное организационно-мобилизационное управление Генерального штаба,*

<sup>3</sup> *Управление ФУ по БХ и УХО,*

<sup>4</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

*sharky2007.doost@mail.ru, ecolab2@gmail.com, heatclif@lenta.ru*

Одной из проблем, связанных с уничтожением химического оружия по реализованной в Российской Федерации двух стадийной технологии является достаточно большое образование отходов производства. Технологий переработки с получением материалов, пригодных для использования этих отходов на сегодняшний день пока не существует. Причем класс опасности «специфичных» отходов от деятельности заводов по уничтожению химического оружия в Федеральном классификационном каталоге отходов не установлен, что затрудняет выбор метода материального рециклинга. Не имея возможности вовлечения в хозяйственный оборот образованных в ходе уничтожения ОВ специфичных отходов, принято экстенсивное решение о захоронении отходов на специализированных полигонах.

В данной работе на примере отхода, образованного при детоксикации вязкого зомана дегазирующей рецептурой РД-4М описан подход определения класса опасности отхода. В качестве промежуточного продукта дегазации образовывалась смесь органических и минеральных продуктов, которая затем была разделена на слой органических веществ и водный раствор фторида калия. Органические вещества были направлены на высокотемпературную переработку в существующую установку термического обезвреживания жидких отходов, а водный раствор фторида калия на обезвреживание в мобильную установку.

Конечный продукт – отход «Бетонно-солевая масса при обезвреживании водно-солевого слоя детоксикации зомана» образовался при обезвреживании водного раствора фторида калия методом капсулирования с использованием гипса и цемента.

Состав отхода определен на основании данных материального баланса процесса обезвреживания водного раствора фторида калия методом капсулирования с использованием гипса и цемента, количественного химического анализа (КХА) проб отходов и акта испытаний. Результаты КХА показали, отход имеет следующий компонентный состав: фторид кальция – 10,7%, сульфат калия – 24,7%, оксид кальция – 41,99%, оксид кремния – 14,21%, оксид алюминия – 3,23%, оксид железа – 1,94%, оксид магния – 3,23%.

Так как код данного отхода по ФККО не содержит класса опасности, класс опасности рассчитывается на основании значения показателя степени опасности отхода для окружающей среды (K):

Данный показатель степени опасности отхода - K вычисляется по сумме показателей степени опасности веществ, составляющих отход ( $K_i$ ), т.е.

$$K = K_1 + K_2 + \dots + K_m,$$

где  $K_1, K_2, \dots, K_m$  – показатели степени опасности отдельных компонентов отхода для окружающей среды; m – количество компонентов отхода.

Степень опасности компонента отхода для окружающей среды ( $K_i$ ) рассчитывается как отношение концентрации компонента отхода ( $C_i$ ) к коэффициенту его степени опасности для окружающей среды ( $W_i$ ):

$$K_i = C_i/W_i,$$

где  $C_i$  – концентрация i-го компонента в отходе (мг/кг);

$W_i$  – коэффициент степени опасности i-го компонента отхода для окружающей среды (мг/кг).

Коэффициентом степени опасности компонента отхода для окружающей среды ( $W_i$ ) является показатель, численно равный количеству компонента отхода, ниже значения которого он не оказывает негативного воздействия на окружающую среду. Размерность коэффициента степени опасности для окружающей среды условно принимается как мг/кг.

Коэффициент степени опасности компонента отхода для окружающей среды ( $W_i$ ) рассчитывается по одной из следующих формул:

$$\lg W_i = 4 - 4/Z_i; \quad \text{Для } 1 < Z_i < 2$$

$$\lg W_i = Z_i \quad \text{Для } 2 < Z_i < 4$$

$$\lg W_i = 2 + 4/(6 - Z_i) \quad \text{Для } 4 < Z_i < 5$$

где  $Z_i = 4 X_i / 3 - 1 / 3$ ;

$Z_i$  – унифицированный относительный параметр опасности компонента отхода для окружающей среды;

$X_i$  – относительный параметр опасности компонента отхода для окружающей среды.

Относительный параметр опасности компонента отхода для окружающей среды ( $X_i$ ) рассчитывается по формуле:

$$X_i = \frac{\left(\sum_{j=1}^n B_j\right) + B_{inf}}{n+1},$$

где  $B_j$  – значение балла, соответствующее каждому оцененному первичному показателю опасности компонента отхода;

n – количество оцененных первичных показателей опасности компонента отхода;

$B_{inf}$  – значение балла, соответствующее показателю информационного обеспечения системы первичных показателей опасности компонента отхода.

Компоненты отходов, состоящие из таких химических элементов как кислород, азот, углерод, фосфор, сера, кремний, алюминий, железо, натрий, калий, кальций, магний, титан в концентрациях, не превышающих их содер-

жание в основных типах почв, относятся к практически неопасным компонентам отходов с относительным параметром опасности компонента отхода для окружающей среды ( $X_i$ ), равным 4, и, следовательно, коэффициентом степени опасности компонента отхода для окружающей среды ( $W_i$ ), равным  $10^6$ .

Исходные показатели для расчета класса опасности отхода для окружающей среды представлены в таблице 1. Баллы, присваиваемые первичным показателям и расчет класса опасности приведены в таблице 2.

На основании рассчитанного показателя степени опасности ( $100 \leq K \leq 1000$ ) отход «Бетонно-солевая масса при обезвреживании водно-солевого слоя детоксикации зомана» относится к третьему классу опасности для окружающей среды.

Для подтверждения класса опасности, полученного расчетными методами, был использован экспериментальный метод, основанный на биотестировании водной вытяжки отхода.

Таблица 1

**Исходные показатели опасности компонентов отхода «Бетонно-солевая масса при обезвреживании водно-солевого слоя детоксикации зомана»**

Показатель	Литература	Фторид кальция	Сульфат калия	Оксид кальция	Оксид кремния IV	Оксид алюминия	Оксид железа III	Оксид магния
1	2	3	4	5	6	7	8	9
С <sub>і</sub> – концентрация, %	–	10,7	24,7	41,99	14,21	3,23	1,94	3,23
ПДК <sub>пп</sub> (МДУ), мг/кг	[1]	–	–	–	–	–	1,5	–
ПДК <sub>в</sub> хоз. пит., мг/л	[2]	10	–	200	50	–	–	–
	[3]	–	500	–	–	0,2	0,3	–
Класс опасности в воде хоз.пит.	[3]	–	4	–	2	3	3	–
S, мг/л	[4]	16	111000	–	0	0	0	86
Класс опасности в воде рыб.хоз.	[5]	3	–	–	4	4	4	–
ПДК <sub>р.х.</sub> , мг/кг	[2]	–	–	180	–	–	–	40
	[6]	0,05	100	–	10	0,04	0,1	–
ПДК <sub>с.с.</sub> нас. мест, мг/м <sup>3</sup>	[2]	0,03	–	–	–	–	–	–
	[5]	–	0,1	–	–	0,01	0,04	0,05
	[7]	–	–	0,3	–	–	–	–
Класс опасности в атмосферном воздухе	[5]	–	3	–	–	2	3	3

Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Класс опасности в воздухе р.з.	[8]	3	3	2	3	4	4	4
ПДКр.з., мг/м <sup>3</sup>	[8]	0,5	10	1	3	6	6	4
ОБУВ, мг/м <sup>3</sup>	[7]	–	–	–	0,02	–	–	–
С <sub>нас</sub> , мг/м <sup>3</sup>	[9]	–	–	–	–	–	–	0
	[10]	–	–	–	–	0	–	–
LD <sub>50</sub> , мг/кг	[11]	–	–	–	–	–	10000	–
	[10]	–	–	–	–	5000	–	–
Персистентность	[12]	–	–	4	4	–	4	4
Биоаккумуляция	[12]	–	–	4	4	–	–	4

Примечание: – отсутствие данных.

Таблица 2

**Результаты расчета класса опасности отхода «Бетонно-солевая масса при обезвреживании водно-солевого слоя детоксикации зомана»**

Показатель	Фторид кальция	Сульфат кальция	Оксид кальция	Оксид кремния IV	Оксид алюминия	Оксид железа III	Оксид магния	Отход в целом
1	2	3	4	5	6	7	8	9
ПДКв (ОДУ, ОБУВ), мг/л	4	4	4	4	3	3		
Класс опасности в воде хозяйственно-питьевого использования		4		2	3	3		
ПДКр.х. (ОБУВ), мг/л	3	4	4	4	3	3	4	
Класс опасности в воде рыбохозяйственного использования	3			4	4	4		
ПДКс.с. (ПДКм.р., ОБУВ), мг/м <sup>3</sup>	2	2	3	2	2	2	2	
Класс опасности в атмосферном воздухе		3			2	3	3	
ПДКпп (МДУ, МДС), мг/кг						3		
Lg (S, мг/л/ПДКв, мг.л)	4	2		4	4	4		
Lg (С <sub>нас</sub> , мг/м <sup>3</sup> /ПДКр.з)					4		4	
Lg (С <sub>нас</sub> , мг/м <sup>3</sup> /ПДКс.с. или ПДКм.р.)					4		4	
LD <sub>50</sub> , мг/кг					3	4		
Персистентность			4	4		4	4	
Биоаккумуляция			4	4			4	

Продолжение таблицы 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Показатель инф. обеспечения	1	2	1	2	3	3	2	
Сумма баллов	17	21	20	30	35	36	27	
$X_i$ – относ. параметр опасн.	2,833 3	3	3,33 3	3,333 3	3,18 2	3,272 7	3,375	
$Z_i$ – вспом. коэффициент	3,444 4	3,666 7	4,11 1	4,111 1	3,90 9	4,030 3	4,167	
$IgW_i$ – вспом. коэффициент	3,444 4	3,666 7	4,11 8	4,117 6	3,90 9	4,030 8	4,182	
$W_i$ – коэфф. степени опасн.	2782, 6	4641, 6	1311 1	13111	8111	10734	15199	
$K_i = C_i/W_i$ – показатель степени опасности	38,45 4	53,21 5	32,0 3	10,83 8	3,98 2	1,807 3	2,125	
Ст. опасности отхода								142,447
Класс опасности отхода								3

Оценка результатов проводилась в соответствии с требованиями [13–17]. По результатам лабораторных исследований установлено:

1. Водная вытяжка отхода без разбавления оказывает острое токсическое действие на тест-объект *Ceriodaphnia affinis*.

2. Водная вытяжка отхода при 100-кратном разбавлении не оказывает острого токсического действия на тест-объект *Ceriodaphnia affinis*.

3. Водная вытяжка отхода без разбавления оказывает острое токсическое действие на тест-объект *Daphnia magna*.

4. Водная вытяжка отхода при 100-кратном разбавлении не оказывает острого токсического действия на тест-объект *Daphnia magna*.

5. Водная вытяжка отхода без разбавления имеет высокую степень токсичности для тест-объекта *Paramecium caudatum*.

6. Водная вытяжка отхода при 100-кратном разбавлении имеет допустимую степень токсичности для тест-объекта *Paramecium caudatum*.

7. Водная вытяжка отхода без разбавления не токсична для люминесцентных бактерий (*Escherichia coli*, M-17).

8. Результаты определения фитотоксичности в серии разведений с кратностью 1, 5, 10, 25 показали  $ER_{50}=2,75$ .

Согласно проведенному эколого-токсикологическому анализу отход относится к III классу опасности.

Расчетный метод индивидуален, так как определение класса опасности происходит по отдельным составляющим его компонентам, по расчетным данным, класс опасности находился практически на границе с 4 классом опасности.

Метод биотестирования является комплексным, учитывающим взаимное влияние составляющих отход компонентов. В соответствии с этим, использование методов биотестирования в подтверждение класса опасности от-

хода полученного расчетным путем является крайне необходимым и обязательным действием.

### Литература

1. СанПиН 2.3.2.1078-01. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 6 ноября 2001г.
2. Беспаятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно-допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде: Справочник. Л.: Химия, 1985
3. ГН 2.1.5.1315-03. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 30.04.2003 № 78.
4. Рабинович В. А., Хавин З. Я. Краткий химический справочник / Под ред. А. А. Потехина, А. И. Ефимова. 4-ое изд. СПб.: Химия, 1994. 432 с.
5. ГН 2.1.6.1338-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест. Утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 30 мая 2003 г. № 114.
6. 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».
7. ГН 2.1.6.2309-07. Ориентировочные безопасные уровни воздействия (ОБУВ) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест. Утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 19 декабря 2007 г. № 92.
8. ГН 2.2.5.1313-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) вредных веществ в воздухе рабочей зоны. Утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 30 апреля 2003 г. № 76.
9. Свойства элементов. Справочник. М.: Металлургия, 1976.
10. Лазарева Н. В., Гадаскиной И. Д. Вредные вещества в промышленности. Т. 3. Неорганические и элементарноорганические соединения. Л.: Химия, 1977. 608 с.
11. Измеров Н. Ф., Саноцкий И. В., Сидоров К. К. Параметры токсикометрии промышленных ядов при однократном воздействии. М.: Медицина, 1977. 240 с.
12. Рыбальский Н. Г., Малярова М. А., Горбатовский В. В. и др. Экология и безопасность. Справочник. Т. 1, 2. М., 1993.
13. СП 2.1.7.1386-03 «Определение класса опасности токсичных отходов производства и потребления».
14. СП 2.1.7.2570-10 «Санитарные правила по определению класса опасности токсичных отходов производства и потребления»
15. ФР.1.39.2007.03221 «Биологические методы контроля. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости церодафний».
16. ФР.1.39.2007.03222 «Биологические методы контроля. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний».
17. ФР.1.39.2015.19244 «Методика определения токсичности отходов производства и потребления экспресс-методом с применением прибора серии «БИОТЕСТЕР».

## ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ОБЪЕКТА ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ «МАРАДЫКОВСКИЙ» НА ГРУНТОВЫЕ ВОДЫ

*С. А. Шаров<sup>1</sup>, А. Е. Танюшкин<sup>2</sup>, М. А. Мариничева<sup>3</sup>,  
Т. Я. Ашихмина<sup>1,4</sup>, А. С. Тимонов<sup>1,4</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, sharky2007.doost@mail.ru,*

<sup>2</sup> *Главное организационно-мобилизационное управление Генерального штаба,  
heatclif@lenta.ru*

<sup>3</sup> *Федеральное управление по безопасному хранению и уничтожению  
химического оружия,*

<sup>4</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Несмотря на завершение деятельности объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» в Кировской области (далее – Объект), интерес к нему уменьшается. Отчасти это связано с ликвидацией последствий его деятельности и захоронением специфичных отходов на вновь построенном полигоне, отчасти с перспективой передачи производственного комплекса инвестору. Несомненно, для научной аудитории огромный интерес представляет высочайшая степень обследования территории, что позволяет разрабатывать и тестировать новые методики биоиндикации по конкретным веществам, в реальных условиях и средах, а накопленная база данных химических исследований в районе Объекта позволяет коррелировать результаты биоиндикации с данными химического контроля, исключая влияние климатических изменений и иных естественных природных процессов, характерных для данной территории.

В процессе функционирования Объекта мониторинг за состоянием окружающей среды осуществлялся коллективами двух лабораторий: лабораторией производственного экологического контроля Объекта и лабораторией Регионального центра государственного контроля и мониторинга объектов хранения и уничтожения химического оружия по Кировской области, которые осуществляли контроль по химическим показателям атмосферного воздуха, почвы, донных отложений, снежного покрова, поверхностной воды из водоемов, грунтовых вод. Кроме того, лабораторией биомониторинга Института биологии Коми научного центра УрО РАН и Вятского государственного гуманитарного университета (ныне Вятский государственный университет – ВятГУ) в течение всей деятельности объекта от его строительства до завершения проводился комплексный биологический мониторинг растительного и животного мира.

В настоящее время в научном плане огромный интерес представляют исследования по изучению накопительных эффектов, отсроченного действия загрязняющих веществ на природные среды и объекты. Эта работа крайне актуальна, поскольку за годы деятельности Объекта, реализации систем производственного, государственного экологического контроля и мониторинга со-

здан большой банк данных результатов химического, биологического и токсикологического анализа. В настоящее время ведутся исследования, направленные на создание новых специфичных методов биологического мониторинга и на выявление наиболее информативных биоиндикаторов лесных, луговых и водных экосистем, а также почвенной флоры и фауны. Кроме того, созданная музейная коллекция почвенных и растительных образцов с экологических участков мониторинга дает прекрасную возможность сделать сравнение с тем, что было, как ситуация развивалась и что происходит сегодня с наиболее уязвимыми от техногенного воздействия средами – почвенными и водными экосистемами [1].

Загрязнение подземных вод может происходить прямым или косвенным путем. В большинстве случаев загрязняющие вещества поступают в подземные воды косвенным путем, через другие природные среды. В частности эти вещества поступают с выбросами в атмосферу, затем оседают на поверхность земли, а оттуда поступают в подземные воды [2].

Загрязнения воздушной среды четко фиксируются одним из наиболее информативных объектов биоиндикации – эпифитными лишайниками. Являясь одним из наиболее чувствительных составляющих экосистем, лишайники используются для диагностики первых стадий поражения, когда реакция остальных компонентов еще не выражена [3, 4]. Следует отметить, что за весь период действия Объекта превышений специфических для него веществ в воздухе не установлено.

Территория вокруг объекта ранжирована по зонам аккумуляции методом лишенодиагностики исходя из накопления общего фосфора в лишайниках. С приближением к объекту содержание фосфора в лишайниках возрастает. На участках, расположенных в различных секторных направлениях от Объекта на удалении 1–3 км, проявляется наибольшее изменение значений показателя активности почвенных ферментов каталазы и уреазы [5]. Эти данные хорошо коррелируются с данными лишенодиагностики, а значит свидетельствует о существенном массопереносе и оседании на подстилающую поверхность загрязняющих веществ.

Вместе с тем, сопоставление данных биоиндикации распространения загрязняющих веществ в воздухе и почве сильно различается с химическим анализом почвенного покрова на тех же участках. Непосредственно в почве признаков загрязнения не установлено в то время как она должна была аккумулировать поллютанты при оседании частиц загрязняющих веществ.

Отсутствие загрязнителей в почве вероятнее всего обусловлено тем, что севернее от Объекта, в направлении главенствующих ветров, в основном распространены среднеподзолистые песчаные почвы, в которых ЗВ не задерживаются, а транзитом через зону аэрации вместе с фильтрующимися атмосферными осадками поступают в верхние слои грунтовых вод. Глубина залегания зеркала грунтовых вод здесь колеблется от 0,0 до 1,5 м [6].

Однако химанализы проб грунтовых вод из наблюдательных скважин показали существенное расхождение с прогнозируемым загрязнением. По

данным производственного и государственного экологического мониторинга во всех пробах воды из наблюдательных скважин содержание контролируемых загрязняющих веществ находилось на уровне фоновых значений. Динамики не установлено, при этом наблюдаются повышенные концентрации в воде железа 3–15,5 мг/дм<sup>3</sup> и марганца, что характерно для данного региона [7].

Анализ данных исследования грунтовых вод выявил серьезный недостаток методики их опробования, обусловленный прежде всего конструкцией наблюдательных скважин, в которых фильтры длиной 3,0 м установлены в самой нижней части на границе водоносных отложений и водоупора на глубине 8–10 м, в то время как загрязнение может поступать прежде всего в верхние части водоносного горизонта. В соответствии с существующими требованиями перед отбором проб воды из неработающих эксплуатационных и наблюдательных скважин проводится их предварительное прокачивание. Обязательный объем прокачки – не менее 3–5 объемов столба воды в скважине [8]. В этом случае контролируются только грунтовые воды, поступающие на уровне фильтров, установленных наблюдательных скважинах, в то время как загрязнение от дождевых и талых вод практически не достигает уровня фильтра и фактически не участвует в анализе. Именно этим можно объяснить отсутствие изменений содержания контролируемых веществ и признаков загрязнения в пробах воды по направлению распространения выбросов.

Учитывая совпадение общего понижения рельефа и уклона зеркала грунтовых вод с направлением преимущественного распространения выбросов предприятия, дальнейшее исследование особенностей миграции загрязняющих веществ в почвах и грунтовых водах необходимо производить последовательно ниже по потоку, с учетом расположения промежуточных водоупоров на глубине 1–2 м от поверхности. Такие исследования необходимо осуществлять при помощи колодцев или копаней.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

### Литература

1. Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю., Кочурова Т. И., Кантор Г. Я. Биоиндикация и биотестирование природных сред как основа экологического контроля на территории зоны защитных мероприятий объекта по уничтожению химического оружия // Журнал Рос. хим. об-ва им. Д. И. Менделеева. 2007. № 2. С. 59–62.
2. Гольдберг В. М. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 36 с.
3. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М: Минприроды, 1992. 56 с.
4. Мартин Ю. Л. Формирование лишайниковых синузий на моренах ледников Полярного Урала: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Свердловск. 1987. 32 с.

5. Ашихмина Т. Я., Домнина Е. А., Огородникова С. Ю., Пестов С. В. Результаты биологического мониторинга в районе функционирования объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области на завершающем этапе // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: Материалы Всерос. конф. Киров, 2015. 28 с.

6. Технический отчет об инженерно-экологических изысканиях и исследованиях для разработки проектной документации полигон захоронения отходов объекта «Марадыковский». Киров. 2014.

7. Ашихмина Т. Я., Тимонов А. С., Кантор Г. Я., Пантелеева О. Г., Домнина Е.А., Дабах Е. В., Огородникова С. Ю., Новойдарский Ю. В., Титова В. А. Изучение воздействия объекта уничтожения химического оружия «Марадыковский» за период его эксплуатации на состояние природных сред и объектов // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 3. С. 88–95.

8. Методические рекомендации по организации мониторинга подземных вод на мелких групповых водозаборах и одиночных эксплуатационных скважинах. М.: ЗАО Геоинформмарк, 2000. 13 с.

## **ИССЛЕДОВАНИЕ ПОЙМЕННЫХ ОЗЕР В РАЙОНЕ ОБЪЕКТА ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ «МАРАДЫКОВСКИЙ»**

**С. А. Шаров<sup>1</sup>, А. С. Тимонов<sup>1,2</sup>, А. Е. Танюшкин<sup>3</sup>,  
М. А. Мариничева<sup>4</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, sharky2007.doost@mail.ru*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com,*

<sup>3</sup> *Главное организационно-мобилизационное управление Генерального штаба,  
heatclif@lenta.ru*

<sup>4</sup> *Федеральное управление по безопасному хранению и уничтожению  
химического оружия*

На этапе поиска инвестора для организации нового производства на уже хорошо обследованной территории объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» (далее – Объект), особенно актуальным становится вопрос применения накопленной информации по минимизации рисков для окружающей среды в будущем. Исчерпывающая информация по организованным источникам выбросов и открытое освещение процесса уничтожения химического оружия, вкуче с реализованной системой государственного экологического мониторинга дают богатый материал в частности для оценки устойчивости почв в районе Объекта к загрязнению.

Загрязняющие вещества (далее – ЗВ) распространяются в радиусе от единиц до первых десятков километров, что зависит как от технологических, так и от природных факторов. Загрязнение в этой зоне может быть точечным, площадным, линейным [1]. Учитывая географическую отдаленность и изолированность от крупных промышленных объединений, загрязнение окружающей среды могло происходить исключительно только от Объекта, который

осуществлял нормированное локальное (импактное) загрязнения в непосредственной близости от производства.

Именно под влиянием природных факторов, особенно господствующего направления ветра, могла сложиться своеобразная зона аккумуляции загрязняющих веществ, протянувшаяся от Объекта на север, в сторону р. Вятка.

С целью выявления возможных локальных очагов прогнозируемого загрязнения в поверхностных водных объектах были исследованы «Карповые озера». Это цепочка старичных пойменных озер глубиной от 0,3–0,5 м до 6,5–8,8 м, расположенных на левобережье р. Вятки в 3,8–4,2 км на север от Объекта по направлению общего уклона поверхности рельефа и по направлению потока грунтовых вод (рис.1). Питание озер происходит в основном за счет грунтовых вод, поступающих в том числе и со стороны Объекта, а также за счет атмосферных осадков. В высокие весенние паводки они могут заливаться и промываться паводковыми водами р. Вятки.

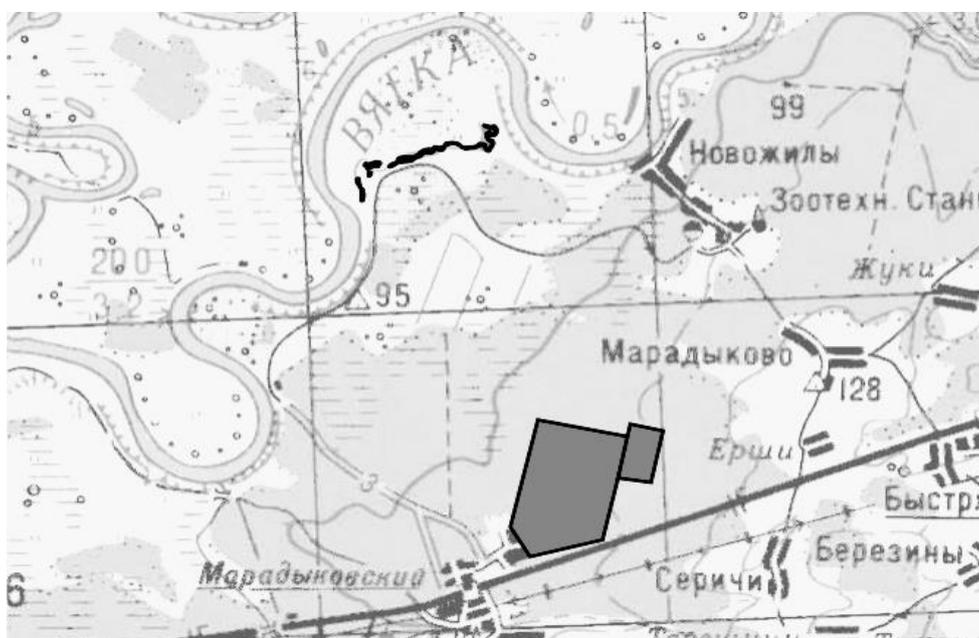


Рис. Карта-схема размещения Объекта и Карповых озер

 – Карповые озера     – Объект

Исследования проводились в 2016–2017 гг. в 3 этапа. На первом этапе (июль) проведено визуальное обследование территории. С помощью эхолота была проведена батиметрическая съемка, составлена карта глубин озер, выбраны точки наблюдательных вертикалей в местах с наибольшей глубиной на протяжении всей цепочки озер. В этих вертикалях кондуктометром замерены уровни электропроводности (минерализации) и температуры воды по глубинам. Аномальных значений электропроводности и температур не установлено, однако просматривается четкая зависимость увеличения электропроводности с глубиной.

На следующем этапе (в августе) для определения химического состава был проведен отбор проб воды в верхних, средних и придонных слоях в вы-

бранных точках, а также отбор проб донных отложений. Во всех пробах отмечается повышенное содержание железа общего, что является характерным для грунтовых вод региона [2]. Еще одной особенностью является возрастание концентраций сухого остатка, хлорид- и сульфат-ионов с глубиной, что подтверждается увеличением электропроводности в этом направлении. Ни в одной из проб загрязняющих веществ, специфичных для Объекта, не обнаружено.

На завершающем этапе в феврале (зимняя межень), когда поверхность водоемов была скована льдом и исключается воздействие поверхностного стока, был повторно проведен отбор проб воды в озерах на разных глубинах. Питание водоемов в этот период осуществляется исключительно грунтовыми водами, также в зимнее время сводятся к минимуму действие биологических процессов.

Химический анализ воды и донных отложений, проведенный в зимнее время выявил значительное отличие от летних наблюдений во всех слоях воды: увеличение ХПК, существенное увеличение содержания железа общего, хлорид-иона, сульфат-иона и др. Особенно данные изменения проявились в центральной и западной части цепочки озер, что может свидетельствовать о разгрузке грунтовых вод в данных точках. При этом отсутствие специфичных загрязняющих веществ, отсутствие сброса производственных сточных и ливневых вод с территории Объекта, а также прекращение производственной деятельности с осени 2015 г. исключают в настоящее время воздействие на исследуемые озера текущей деятельности в район Объекта.

Учитывая, что изменение структуры биогеоценозов может проявиться в результате эффекта кумуляции спустя десятилетия от начальных этапов деятельности Объекта [3], а так же с вовлечением в хозяйственный оборот высвобождаемого имущественного комплекса Объекта, необходимо выявление и постоянный контроль зон возможного проявления отсроченного воздействия специфичных загрязнителей на биологические объекты. Для определения природы загрязнений, поступающих в «Карповые озера», необходимо проведение дополнительных исследований грунтовых вод, водосбор которых осуществляется в том числе и со стороны Объекта.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

#### Литература

1. Мотузова Г. В. Загрязнение почв и сопредельных сред. М. Изд-во МГУ, 2000. 20 с.
2. Ашихмина Т. Я., Шаров С. А. Особенности естественного геохимического барьера грунтовых вод // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. конф. Киров, 2016. 140 с.
3. Ашихмина Т. Я., Домнина Е. А., Огородникова С. Ю., Пестов С. В. Результаты биологического мониторинга в районе функционирования объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области на завершающем этапе // Актуальные

## К ВОПРОСУ О СОЧЕТАННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ СОЛЕЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА БИОМЕТРИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ЯЧМЕНЯ *HORDEUM VULGARE* L.

Е. С. Петухова<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>

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

<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com

В последние десятилетия во всем мире усиливается загрязнение окружающей среды различными поллютантами, в том числе и тяжелыми металлами (ТМ). Опасность возрастания содержания ТМ в почве и атмосфере связана с их активным поглощением и накоплением в растениях, что не только негативно отражается на жизнедеятельности самих растений, но и представляет серьезную угрозу здоровью человека и животных.

Токсическому действию высоких концентраций ТМ подвержены основные физиологические процессы (рост, развитие, фотосинтез, водный обмен и минеральное питание), а также механизмы металлоустойчивости, действующие на разных уровнях организации [1–4].

Наибольший интерес в исследованиях с участием ТМ представляет их специфичность и избирательность действия, а также сочетанное воздействие на природные объекты при различных концентрациях. Модельные эксперименты проводились на примере соединений свинца, меди, цинка и кадмия при сочетанном их воздействии в концентрации 5 и 10 ОДК на рост корня, стебля и листьев ячменя *Hordeum vulgare* L.

Опыты по выращиванию ячменя на образцах аллювиально-дерновой почвы проводили в климатической камере при температуре дневного режима 22°C, и ночного 10 °C. Для установления равновесия между подвижной и валовой формой, после полива водорастворимыми солями CuCl<sub>2</sub>, ZnCl<sub>2</sub>, CdCl<sub>2</sub> и PbCl<sub>2</sub>, образцы почв выдерживались в течение 25 суток, после этого в них были посеяны семена ячменя. В ходе эксперимента определялось количество появившихся всходов и биометрические показатели 25-дневных растений ячменя: длина корня, стебля и листьев.

Статистическая обработка результатов проводилась при помощи пакета программы Excel. Экспериментальные данные из совокупностей с нормальным распределением сравнивались с помощью t-критерия Стьюдента для независимых выборок. Статистически достоверными считали различия при  $p \leq 0,05$ .

Из данных, представленных в таблице 1, следует, что наибольшее подавление роста корневой системы ячменя проявляется при сочетанном воздействии ионов свинца и меди в варианте с концентрацией 10 ОДК (вариант № 13), свинца и цинка в варианте с концентрацией 5 ОДК (вариант № 12),

кадмия и цинка в варианте с концентрацией 10 ОДК (вариант № 11). Разница роста корня ячменя в сравнении с контролем составляет 3, 2,3 и 2 раза соответственно относительно контроля. Причем выявлены достоверные отличия относительно контроля. В пересчете доли 10 ОДК на мг/кг для комбинации ионов свинца и меди, кадмия и цинка получается содержание солей этих металлов, внесенных в пробы почв следующее:  $Pb^{2+}$  – 325 мг/кг и  $Cu^{2+}$  – 330 мг/кг,  $Cd^{2+}$  – 5 мг/кг и  $Zn^{2+}$  – 550 мг/кг. В пересчете доли 5 ОДК на мг/кг для комбинации ионов свинца и цинка получается содержание солей этих металлов, внесенных в пробы почв в два раза меньше, т.е. следующее:  $Pb^{2+}$  – 162,5 мг/кг и  $Zn^{2+}$  – 275 мг/кг.

Основной причиной влияния ионов  $Pb^{2+}$  и  $Cu^{2+}$  при совместном присутствии с концентрацией 10 ОДК на развитие корня ячменя является, то, что свинец и медь при одинаковом содержании их в почве вызывают пороки развития корневой системы [2, 5]. К тому же, величины ПДК свинца для растений находятся в довольно широком интервале – от 0,5–1,2 мг/кг до 10,0 – 20,0 мг/кг, а для меди – от 1,8 до 12,5 мг/кг на 1 кг сухой массы [5,6].

При совместном воздействии ионов свинца и цинка на рост и развитие корня при концентрации их 5 ОДК избыток цинка подавляет токсическое воздействие ионов свинца на развитие корневой системы ячменя, в то время как, цинк в избытке угнетает рост и развитие корня. ПДК цинка для растений определена в интервале от 47 до 73 мг/кг сухой массы [2, 5].

При воздействии ионов кадмия и цинка с концентрацией 10 ОДК, наблюдается аналогичная картина: избыток цинка подавляет токсический эффект кадмия на корневую систему ячменя (табл. 1).

Таблица 1

**Совместное действие тяжелых металлов с концентрациями 5 и 10 ОДК на длину корня ячменя сорта «Новичок»**

№	Вариант опыта	Длина корня, см	Длина корня, %	Ингибирование – роста корня, %
1	Контроль	13,6±3,9	100,0	0
2	$Cu^{2+}$ + $Cd^{2+}$ 10 ОДК	13,5±3,9	99,3	0,7
3	$Cu^{2+}$ + $Zn^{2+}$ 10 ОДК	10,7±3,1	78,7	21,3
4	$Cu^{2+}$ + $Cd^{2+}$ 5 ОДК	10,4±2,9	76,5	23,5
5	$Cd^{2+}$ + $Zn^{2+}$ 5 ОДК	10,2±2,9	75	25
6	$Cu^{2+}$ + $Zn^{2+}$ 5 ОДК	10,0±2,9	73,5	26,5
7	$Cd^{2+}$ + $Pb^{2+}$ 5 ОДК	9,3±0,7	68,4	31,6
8	$Cd^{2+}$ + $Pb^{2+}$ 10 ОДК	8,8±2,6	64,7	35,3
9	$Pb^{2+}$ + $Zn^{2+}$ 10 ОДК	8,8±2,5	64,7	35,3
10	$Pb^{2+}$ + $Cu^{2+}$ 5 ОДК	7,8±1,9	57,4	42,6
11	$Cd^{2+}$ + $Zn^{2+}$ 10 ОДК	6,8±0,9*	50	50
12	$Pb^{2+}$ + $Zn^{2+}$ 5 ОДК	5,9±0,9*	43,4	56,6
13	$Pb^{2+}$ + $Cu^{2+}$ 10 ОДК	4,7±1,4*	34,6	65,4
Среднее значение		8,9±2,2	65,5	34,5
Диапазон изменений		4,7–13,5	34,6–99,3	0,7–65,4

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

При выявлении сочетанного воздействия поллютантов на рост стебля ячменя (табл. 2) обнаружилось, что комбинации ионов меди и кадмия, свинца и цинка при концентрации 10 ОДК оказывают подавляющее действие на развитие стебля растения. Рост стебля ингибировался в 1,7 и 1,6 раза в сравнении с контролем. Некоторая степень эффекта стимуляции проявляется при совместном присутствии ионов  $Pb^{2+}$  и  $Cu^{2+}$  с концентрацией 5 ОДК (вариант № 2).

Таблица 2

**Совместное действие тяжелых металлов с концентрацией 5 и 10 ОДК на длину стебля ячменя сорта «Новичок»**

№	Варианты опыта	Длина стебля, см	Длина стебля, %	Ингибирование роста стебля, %
1	Контроль	5,9±1,5	100,0	0
2	$Pb^{2+} + Cu^{2+}$ 5 ОДК	6,1±1,4	103,4	стимуляция
3	$Pb^{2+} + Cu^{2+}$ 10 ОДК	5,9±1,6	100,0	0
4	$Cd^{2+} + Pb^{2+}$ 10 ОДК	5,6±1,2	94,9	5,1
5	$Cd^{2+} + Zn^{2+}$ 5 ОДК	5,5±1,2	93,2	6,8
6	$Cu^{2+} + Zn^{2+}$ 5 ОДК	5,5±1,3	93,2	6,8
7	$Cu^{2+} + Zn^{2+}$ 10 ОДК	5,5±0,8	93,2	6,8
8	$Cd^{2+} + Zn^{2+}$ 10 ОДК	5,3±1,5	89,8	10,2
9	$Cd^{2+} + Pb^{2+}$ 5 ОДК	5,3±0,9	89,8	10,2
10	$Cu^{2+} + Cd^{2+}$ 5 ОДК	4,2±1,0	71,2	28,8
11	$Pb^{2+} + Zn^{2+}$ 5 ОДК	3,8±1,0	64,4	35,6
12	$Pb^{2+} + Zn^{2+}$ 10 ОДК	3,7±1,0*	62,7	37,3
13	$Cu^{2+} + Cd^{2+}$ 10 ОДК	3,5±0,8*	59,3	40,7
Среднее значение		5,0±1,1	84,6	15,7
Диапазон изменений		3,5–6,1	59,3–103,4	5,1–40,7

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

На рост листьев ячменя (табл. 3) подавляющее действие оказывают комбинации следующих ионов: свинца и цинка (варианты № 13, 12) в концентрации 5 и 10 ОДК, меди и кадмия (варианты № 11, 10) при концентрации 5 и 10 ОДК. При этом подавление роста листьев ячменя под воздействием ионов данных металлов в сравнении с контролем составило 2 раза. Остальные комбинации ионов вызывают некоторое стимулирующее воздействие на рост листьев у растений ячменя при концентрациях 5 и 10 ОДК (варианты № 2–9).

Таблица 3

**Совместное действие тяжелых металлов с концентрацией 5 и 10 ОДК на длину листьев ячменя сорта «Новичок»**

№	Варианты опыта	Длина листа, см	Длина листа, %	Ингибирование роста листа, %
1	2	3	4	5
1	Контроль	20,3±3,3	100,0	0
2	$Cu^{2+} + Zn^{2+}$ 10 ОДК	24,1±4,0	118,7	Стимуляция
3	$Cd^{2+} + Zn^{2+}$ 10 ОДК	23,5±6,3	115,8	Стимуляция
4	$Pb^{2+} + Cu^{2+}$ 10 ОДК	23,3±6,2	114,8	стимуляция

Продолжение таблицы 3

1	2	3	4	5
5	Pb <sup>2+</sup> + Cu <sup>2+</sup> 5 ОДК	22,9±5,5	112,8	стимуляция
6	Cd <sup>2+</sup> + Pb <sup>2+</sup> 10 ОДК	22,7±6,7	111,8	стимуляция
7	Cd <sup>2+</sup> + Pb <sup>2+</sup> 5 ОДК	22,1±4,1	108,9	стимуляция
8	Cd <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	21,9±3,5	107,9	стимуляция
9	Cu <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	21,5±4,2	105,9	стимуляция
10	Cu <sup>2+</sup> + Cd <sup>2+</sup> 10 ОДК	12,2±2,0*	60,1	39,9
11	Cu <sup>2+</sup> + Cd <sup>2+</sup> 5 ОДК	12,0±1,8*	59,1	40,9
12	Pb <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	10,9±1,9*	53,7	46,3
13	Pb <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	10,9±2,4*	53,7	46,3
Среднее значение		19,0±4,1	93,6	14,5
Диапазон изменений		10,9–23,5	53,7–118,7	39,9–46,3

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

В ходе модельного эксперимента было определено количество появившихся всходов (табл. 4). Наибольшее количество появившихся всходов отмечается в почвах с внесением комбинации солей кадмия и цинка, меди и цинка при концентрации 5 ОДК. В пересчете доли 5 ОДК на мг/кг для данных металлов получается содержание солей этих металлов, внесенных в пробы почв следующие: Cd<sup>2+</sup> – 2,5 мг/кг и Zn<sup>2+</sup> – 275 мг/кг, Cu<sup>2+</sup> – 165 мг/кг. При этом следует отметить значительно больший эффект подавления появившихся всходов, который проявляется при сочетанном воздействии солей меди и кадмия, цинка и кадмия с концентрацией 10 ОДК. В пересчете доли 10 ОДК на мг/кг для данных металлов получается содержание солей этих металлов, внесенных в пробы почв следующие: Cd<sup>2+</sup> – 5,0 мг/кг, Zn<sup>2+</sup> – 550 мг/кг, Cu<sup>2+</sup> – 330 мг/кг. Основной причиной такого влияния для комбинации ионов Cu<sup>2+</sup> и Cd<sup>2+</sup> при концентрации 10 ОДК на развитие проростков ячменя является, то, что медь подавляет токсическое воздействие кадмия, но в то же время избыток меди негативно сказывается на развитии проростков семени. ПДК меди в растительных объектах – от 1,8 до 12,5 мг/кг на 1 кг сухой массы [5]. Результаты по совместному воздействию ионов кадмия и цинка при концентрации 10 ОДК на развитие зародыша семени ячменя свидетельствуют о том, что избыток цинка подавляет токсическое действие кадмия на развитие зародыша семени ячменя, в то время как, цинк в избытке также угнетает рост и развитие семян ячменя. ПДК цинка для растений определена в интервале от 47 до 73 мг/кг сухой массы [2, 5].

**Совместное действие тяжелых металлов с концентрацией  
5 и 10 ОДК на количество появившихся всходов  
у ячменя сорта «Новичок»**

№	Варианты опыта	Количество появившихся всходов, шт	Количество появившихся всходов, %	Ингибирование по количеству появившихся всходов, %
1	Контроль	29	100,0	0
2	$Cd^{2+} + Zn^{2+}$ 5 ОДК	23	79,3	20,7
1	2	3	4	5
3	$Cu^{2+} + Zn^{2+}$ 5 ОДК	23	79,3	20,7
4	$Cd^{2+} + Pb^{2+}$ 5 ОДК	20	69,0	31,0
5	$Pb^{2+} + Zn^{2+}$ 5 ОДК	20	69,0	31,0
6	$Cd^{2+} + Pb^{2+}$ 10 ОДК	19	65,5	34,5
7	$Pb^{2+} + Cu^{2+}$ 10 ОДК	19	65,5	34,5
8	$Pb^{2+} + Cu^{2+}$ 5 ОДК	17	58,6	41,4
9	$Pb^{2+} + Zn^{2+}$ 10 ОДК	17	58,6	41,4
10	$Cu^{2+} + Cd^{2+}$ 5 ОДК	16	55,2	44,8
11	$Cu^{2+} + Zn^{2+}$ 10 ОДК	15	51,7	48,3
12	$Cd^{2+} + Zn^{2+}$ 10 ОДК	13	44,8	55,2
13	$Cu^{2+} + Cd^{2+}$ 10 ОДК	13	44,8	55,2
Среднее значение		18	61,8	38,2
Диапазон изменений		13-23	44,8-79,3	20,7-55,2

Таким образом, подавление развития корня и листьев 25-дневных растений ячменя проявляется при совместном внесении в почву ионов свинца и цинка с концентрацией 10 ОДК, а на рост стебля и количество всхожих семян ячменя повлияло в большей степени совместное присутствие ионов меди и кадмия в той же концентрации.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

#### Литература

1. Титов, А. Ф. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: Учебное пособие / А. Ф. Титов, В. В. Таланова, Н. М. Казнина. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. 77 с.
2. Башмаков, Д. И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Д. И. Башмаков, А. С. Лукаткин / Под общ. ред. проф. А. С. Лукаткина. Саранск: Изд-во Мордов. Ун-та, 2009. 236 с.
3. Ильин Б. В. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 150 с.
4. Казнина Н. М. Влияние свинца и кадмия на рост, развитие и некоторые другие физиологические процессы однолетних злаков (ранние этапы онтогенеза): Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.12. Петрозаводск, 2003. 23 с.

5. Шихова, Л. Н. Тяжелые металлы в почвах и растениях таежной зоны Северо-Востока Европейской России / Л. Н. Шихова, Т. Л. Егошина. Киров: Зональный НИИСХ Северо-Востока, 2004. 264 с.

6. Чаплыгин В. А. Накопление и распределение тяжелых металлов в травянистой растительности техногенных ландшафтов Нижнего Дона: Дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. Ростов-на-Дону, 2014. 193 с.

## **ИЗУЧЕНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ СОЛЕЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА АКТИВНОСТЬ КАТАЛАЗЫ В ПОЧВЕННЫХ ОБРАЗЦАХ**

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

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

*<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

В последнее время все актуальней становится проблема загрязнения окружающей среды. Это, прежде всего, связано с увеличением объемов химических загрязняющих веществ, сбрасываемых в воду, поступающих в воздух и на поверхность почвы, что представляет реальную угрозу для всего живого. В связи с этим в современных условиях природные среды подвержены комбинированному техногенному загрязнению. Известно, что в связи с жизнедеятельностью человека синтезируются и попадают в окружающую среду сотни тысяч новых химических соединений с невыясненными токсикологическими характеристиками. Среди общепромышленных загрязнителей особое место занимают тяжелые металлы (ТМ).

В данной работе представлены материалы по изучению воздействия соединений свинца, меди, цинка и кадмия, при их отдельном и совместном присутствии, на активность каталазы в почвенных образцах. Каталаза – это фермент, относящийся к классу оксидоредуктаз, катализирующий окислительно-восстановительные реакции и играющий ведущую роль в биохимических процессах в почве. Например, каталаза регулирует скорость окислительно-восстановительных процессов в органоминеральных соединениях, которые обеспечивают плодородие почв [1, 2].

Данный фермент обладает высокой информативностью и чувствительностью, что позволяет его использовать в экологическом мониторинге в качестве показателя оценки почв из техногенных территорий.

В ходе исследования нами была изучена активность фермента каталазы в ответ на модельное загрязнение почвы водорастворимыми солями тяжелых металлов: хлоридов меди, цинка, свинца и кадмия при концентрациях 5 и 10 ОДК. Для проведения эксперимента был взят верхний горизонт 0–20 см аллювиально-дерновой почвы.

Активность каталазы в пробах почвы определялась газометрическим методом. Для этого навеску почвы массой 1 г с добавлением 0,5 г CaCO<sub>3</sub> помещали в одно колено сосуда Ландольта, а в другое – 5 мл 3%-го раствора пероксида водорода. После этого сосуд Ландольта плотно присоединяли к при-

бору – каталазнику. Навеску почвы и карбоната кальция смешивали с пероксидом водорода и измеряли в течение 1 мин количество выделившегося кислорода, по уровню вытеснения воды из бюретки [3].

Полученные результаты по изучению активности каталазы в почвенных образцах, при раздельном воздействии на нее соединений тяжелых металлов, с концентрацией 5 и 10 ОДК представлены в таблице 1. Степень обеспеченности почвы ферментами оценивалась по шкале Д. Г. Звягинцева (1978) для оценки степени обогащенности ферментами [3].

Таблица 1

**Оценка степени обеспеченности ферментами почв (по каталазе)  
под воздействием тяжелых металлов**

№	Варианты опыта	Каталаза, см <sup>3</sup> O <sub>2</sub> на 1 г почвы за 1 мин	Степень обеспеченности почвы
1	Контроль	5,3	среднеобогатенная
2	Pb <sup>2+</sup> 5 ОДК	3,5	среднеобогатенная
3	Pb <sup>2+</sup> 10 ОДК	3,9	среднеобогатенная
4	Cd <sup>2+</sup> 5 ОДК	5,7	среднеобогатенная
5	Cd <sup>2+</sup> 10 ОДК	3,0	среднеобогатенная
6	Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	2,5	бедная
7	Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	2,2	бедная
8	Cu <sup>2+</sup> 5 ОДК	2,4	бедная
9	Cu <sup>2+</sup> 10 ОДК	2,0	бедная

Из таблицы 1 следует, что при внесении в почву соединений свинца и кадмия при концентрации 5 и 10 ОДК (варианты № 2–5), активность каталазы в почвах средняя и составляет от 3,0 до 5,7 см<sup>3</sup> O<sub>2</sub> на 1 г почвы. При внесении в почву водорастворимых солей цинка и меди с концентрацией 5 и 10 ОДК (варианты № 6–9) проявляется другая картина: активность каталазы в почвах снижается и составляет от 2,0 до 2,5 см<sup>3</sup> O<sub>2</sub> на 1 г почвы.

В сравнении с контролем ионы свинца, внесенные при концентрации 5 и 10 ОДК, ингибировали активность каталазы в 1,4–1,5 раза. Известно, что свинец способен хорошо связываться с почвой, к тому же его неподвижные формы, в сравнении с подвижными, менее токсичны [4, 5].

Кадмий ингибировал активность каталазы при 10 ОДК, относительно контроля, в 1,8 раза, в то время как, при концентрации 5 ОДК проявляется стимуляция активности каталазы в почве. Одной из причин снижения активности каталазы при увеличении концентрации кадмия в почве может служить то, что под его воздействием происходят нарушения в структуре комплекса почвенных микроорганизмов, что может сказаться на изменении уровня ферментативной активности почвы [6, 7].

При внесении в почву соединений цинка и меди при концентрациях 5 и 10 ОДК проявляется увеличение, в отличие от других исследуемых металлов, ингибирования активности каталазы, относительно контроля в 2 раза. Наблюдаемое снижение активности каталазы, вероятно, связано с тем, что цинк и

медь очень негативно влияют на важнейшие процессы в почвах, такие как разложение пероксида водорода, образующегося при биологическом окислении, на окисление низкомолекулярных спиртов и нитритов, и др. [8].

В таблице 2 представлены результаты по изучению активности каталазы в почвенных образцах под воздействием ТМ с концентрацией 5 и 10 ОДК при их совместном присутствии.

Таблица 2

**Оценка степени обеспеченности ферментами почв (по каталазе)  
под воздействием соединений тяжелых металлов  
при их совместном присутствии**

№	Варианты опыта	Каталаза, см <sup>3</sup> O <sub>2</sub> на 1 г почвы за 1 мин	Степень обеспеченности почвы
1	Контроль	5,3	среднеобогатенная
2	Cd <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	6,5	среднеобогатенная
3	Cd <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	4,3	среднеобогатенная
4	Cd <sup>2+</sup> + Pb <sup>2+</sup> 5 ОДК	6,4	среднеобогатенная
5	Cd <sup>2+</sup> + Pb <sup>2+</sup> 10 ОДК	5,0	среднеобогатенная
6	Pb <sup>2+</sup> + Cu <sup>2+</sup> 5 ОДК	6,7	среднеобогатенная
7	Pb <sup>2+</sup> + Cu <sup>2+</sup> 10 ОДК	6,0	среднеобогатенная
8	Cu <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	2,1	бедная
9	Cu <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	2,4	бедная
10	Pb <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	5,7	среднеобогатенная
11	Pb <sup>2+</sup> + Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	6,5	среднеобогатенная
12	Cu <sup>2+</sup> + Cd <sup>2+</sup> 5 ОДК	3,5	среднеобогатенная
13	Cu <sup>2+</sup> + Cd <sup>2+</sup> 10 ОДК	6,9	среднеобогатенная

Полученные результаты (табл. 2) свидетельствуют о том, что совместное присутствие соединений металлов в большинстве случаев выявляет повышенную степень обеспеченности почвы каталазой. Так, в вариантах эксперимента № 2–7, 10–13 степень обеспеченности почвы выше, чем в опыте с контрольным образцом. Наибольшие значения по степени обеспеченности почвы каталазой выявлены при совместном воздействии на нее соединений Pb<sup>2+</sup> + Cu<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup> + Cd<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> + Zn<sup>2+</sup> при концентрации 5 ОДК, а при 10 ОДК Cd<sup>2+</sup> + Cu<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup> + Zn<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup> + Cu<sup>2+</sup>, т.е. составы в которых один из поллютантов является свинец или кадмий. Следует отметить, что и при раздельном воздействии данных двух металлов степень обеспеченности почвы каталазой выше, чем при совместном воздействии меди и цинка.

Наряду с этим, удалось выявить, что степень обеспеченности почвы каталазой в присутствии Cd<sup>2+</sup> + Cu<sup>2+</sup> при концентрации 5 ОДК в 2 раза ниже, чем при 10 ОДК.

В сравнении с контролем комбинация ионов Cd<sup>2+</sup> + Zn<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> + Pb<sup>2+</sup> при концентрации 5 ОДК вероятно стимулирует активность каталазы, а при концентрации 10 ОДК степень обеспеченности почвы каталазой несколько снизилась. В то время как, совместное присутствие Pb<sup>2+</sup> + Zn<sup>2+</sup> и Cd<sup>2+</sup> + Cu<sup>2+</sup>

при их концентрации 5 ОДК сказывается сильнее на обеспеченности почвы каталазой, чем их воздействие при концентрации 10 ОДК.

При внесении в почву ионов  $\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$  в концентрациях 5 и 10 ОДК – степень обеспеченности почв каталазой снижается и составляет от 2,0 до 2,5  $\text{см}^3 \text{O}_2$  на 1 г почвы, ее значения становятся в 2 с лишним раза меньше значений контроля. Наибольшим стимулирующим эффектом на активность каталазы относительно контроля обладает комбинация ионов  $\text{Cd}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$  при концентрации 10 ОДК (6,9  $\text{см}^3 \text{O}_2$  на 1 г почвы), а наибольшим ингибирующим эффектом – комбинация ионов  $\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$  при 5 ОДК (2,1  $\text{см}^3 \text{O}_2$  на 1 г почвы).

Таким образом, выявлено, что совместное присутствие ионов  $\text{Pb}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+} + \text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$  в почве вызывает повышение обеспеченности почв ферментами. При этом следует отметить, что в трех из данных комбинаций содержится свинец, а также в трех кадмий, которые и при раздельном присутствии выявляют более лучшие значения, по степени обеспеченности почв каталазой, чем другие исследуемые нами металлы.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.*

#### Литература

1. Ковриго, В. П. Почвоведение с основами геологии / В. П. Ковриго, И. С. Кауричев, Л. М. Бурлакова. М.: Колос, 2000. 416 с.
2. Даденко Е. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Влияние пастбищной нагрузки на ферментативную активность лесных почв Северо-Западного Кавказа // Самарского Научного Центра Российской Академии Наук. 2016. № 2–2. Т. 18. С. 345–348.
3. Практикум по агрохимии: Учеб. пособие / Под ред. академика РАСХН В. Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.
4. Егошина Т. Л., Шихова Л. Н. Свинец в почвах и растениях северо-востока европейской части России // Вестник ОГУ. 2008. № 10. С. 135–141
5. Русанов А. М., Тесля А. В., Прихожай Н. И., Турлибекова Д. М. Содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почвах г. Орска // Вестник ОГУ. 2012. № 4. С. 226–230.
6. Матвеев Н. М., Павловский В. А., Прохорова Н. В. Экологические основы аккумуляции тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями в лесостепном и степном Поволжье. Самара: Самарский ун-т, 1997. 230 с.
7. Серегин И. В., Кожевникова А. Д. Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция // Физиология растений. 2008. Т. 55. С. 3–26.
8. Минеев В. Г., Егоров В. С. Баланс меди, цинка и марганца в дерново-подзолистых почвах с разными уровнями содержания подвижного фосфора // Агрохимия. 1997. № 8. С. 5–9.

# ОСОБЕННОСТИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ЦИНКА, КАДМИЯ И СВИНЦА НА ВЕГЕТАТИВНЫЕ ОРГАНЫ ЯЧМЕНЯ *HORDEUM VULGARE L.*

И. С. Солодянкина<sup>1</sup>, Е. С. Петухова<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>

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

<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com

Данная работа посвящена изучению специфичности и избирательного действия ионов тяжелых металлов  $Zn^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  и  $Pb^{2+}$  при раздельном их воздействии на рост 25-дневных растений ячменя *Hordeum vulgare L.* в модельном эксперименте.

Опыты по выращиванию ячменя проводили в пластиковых сосудах в климатической камере при температуре дневного режима 22 °С, а при температуре ночного режима 10 °С. В ходе эксперимента определяли биометрические показатели 25-дневных растений ячменя: длина корня, стебля, первого и второго листа.

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. В модельном эксперименте соединения тяжелых металлов вносили в отобранные пробы почвы в виде водорастворимых солей  $ZnCl_2$ ,  $CdCl_2$  и  $PbCl_2$  с концентрацией ионов  $Zn^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  и  $Pb^{2+}$  5 и 10 ОДК. Контролем были те же образцы почвы, которые поливали обычной водой.

Из данных, представленных в таблице 1, следует, что наибольшее подавление роста корневой системы ячменя проявляется под воздействием ионов цинка в варианте № 7 при концентрации 5 ОДК. Разница в длине корня ячменя в сравнении с контролем составляет 1,8 раза. При этом ионы  $Cd^{2+}$  при концентрации 5 и 10 ОДК (варианты № 2, 3) оказывают некоторое стимулирующее действие на развитие корня, вероятно, это связано с тем, что ячмень по своим видовым особенностям способен в гораздо большей степени поглощать соединения кадмия в отличие от других культурных видов злаков, например, кукурузы и пшеницы [1, 2].

Таблица 1

## Влияние соединений тяжелых металлов с концентрацией 5 и 10 ОДК на длину корня ячменя сорта «Новичок»

№	Варианты опыта	Длина корня, см	Рост длины корня, %	Ингибирование роста длины корня, %
1	2	3	4	5
1	Контроль	16,2±4,3	100,0	0
2	$Cd^{2+}$ 10 ОДК	18,4±5,1	113,6	стимуляция
3	$Cd^{2+}$ 5 ОДК	16,9±5,1	104,3	стимуляция
4	$Pb^{2+}$ 10 ОДК	14,2±4,3	87,7	12,3
5	$Zn^{2+}$ 10 ОДК	12,7±3,8	78,4	21,6

## Продолжение таблицы 1

1	2	3	4	5
6	Pb <sup>2+</sup> 5 ОДК	9,5±2,8	58,6	41,4
7	Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	8,8±2,4	54,3	45,7
Среднее значение		13,4±3,9	82,8	20,2
Диапазон изменений		8,8–18,4	54,3–113,6	12,3–45,7

На рост длины стебля ячменя некоторое подавляющее действие оказывают только ионы цинка (вариант № 7, табл. 2) в концентрации 10 ОДК. Остальные ионы тяжелых металлов при концентрациях 5 и 10 ОДК проявляют некоторый стимулирующий эффект на рост стебля растений ячменя (варианты № 2–6).

Таблица 2

**Влияние тяжелых металлов в концентрациях 5 и 10 ОДК  
на длину стебля ячменя сорта «Новичок»**

№	Варианты опыта	Длина стебля, см	Рост длины стебля, %	Ингибирование роста длины стебля, %
1	Контроль	5,1±1,2	100,0	0
2	Cd <sup>2+</sup> 10 ОДК	5,5±0,9	107,8	стимуляция
3	Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	5,5±1,2	107,8	стимуляция
4	Cd <sup>2+</sup> 5 ОДК	5,3±0,9	103,9	стимуляция
5	Pb <sup>2+</sup> 5 ОДК	5,2±0,8	102,0	стимуляция
6	Pb <sup>2+</sup> 10 ОДК	5,1±1,0	100,0	0
7	Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	4,6±0,8	90,2	9,8
Среднее значение		5,2±0,9	102,0	1,6
Диапазон изменений		4,6-5,5	90,2-107,8	9,8

Из данных, представленных в таблице 3, следует, что все исследуемые в модельном эксперименте ионы тяжелых металлов оказывали некоторый стимулирующий эффект на рост первого листа растений ячменя при концентрациях 5 и 10 ОДК.

Таблица 3

**Влияние тяжелых металлов в концентрациях 5 и 10 ОДК  
на длину первого листа ячменя сорта «Новичок»**

№	Варианты опыта	Длина первого листа, см	Рост длины первого листа, %	Ингибирование роста длины первого листа, %
1	Контроль	20,1±5,7	100,0	0
2	Cd <sup>2+</sup> 5 ОДК	22,2±3,5	110,4	стимуляция
3	Pb <sup>2+</sup> 10 ОДК	22,1±6,4	110,0	стимуляция
4	Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	21,3±5,4	106,0	стимуляция
5	Cd <sup>2+</sup> 10 ОДК	21,2±5,9	105,5	стимуляция
6	Pb <sup>2+</sup> 5 ОДК	20,8±5,4	103,5	стимуляция
7	Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	20,5±6,2	102,0	стимуляция
Среднее значение		21,4±5,5	106,2	0
Диапазон изменений		20,5–22,2	102,0–110,4	0

При изучении влияния тяжелых металлов на рост второго листа растения (табл. 4) наблюдается другая картина. Наибольшее подавление роста второго листа ячменя проявляется под воздействием ионов цинка в варианте № 7 с концентрацией 10 ОДК. При этом выявлены достоверные различия с контролем. Разница в ингибировании роста второго листа ячменя в сравнении с контролем составляет 4,2 раза. В литературе отмечено, что высокие концентрации цинка вызывают остановку роста, розеточности листьев и появление на них фиолетово-красных точек. Считается, что зерновые культуры наиболее чувствительны к высоким концентрациям цинка [3].

Таблица 4

**Влияние тяжелых металлов в концентрациях 5 и 10 ОДК  
на длину второго листа ячменя сорта «Новичок»**

№	Варианты опыта	Длина второго листа, см	Рост длины второго листа, %	Ингибирование роста длины второго листа, %
1	Контроль	12,7±3,6	100,0	0
2	Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	12,8±3,7	100,8	стимуляция
3	Cd <sup>2+</sup> 5 ОДК	11,3±2,4	89,0	11,0
4	Pb <sup>2+</sup> 10 ОДК	11,2±2,6	88,2	11,8
5	Pb <sup>2+</sup> 5 ОДК	9,8±2,6	77,2	22,8
6	Cd <sup>2+</sup> 10 ОДК	6,0±1,4*	47,2	52,8
7	Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	3,0±0,7*	23,6	76,4
Среднее значение		9,0±2,2	71,0	29,1
Диапазон изменений		3,0–12,8	23,6–100,8	11,0–76,4

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

Таким образом, подавляющее действие на рост 25-дневных растений ячменя оказывают ионы цинка в концентрации 5 и 10 ОДК. При воздействии ионов цинка в концентрации 10 ОДК длина стебля и второго листа снижались в 1,1 и 4,2 раза относительно контроля, а при действии ионов цинка в концентрации 5 ОДК длина корня снижалась в 1,8 раза в сравнении с контролем.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

#### Литература

1. Титов, А. Ф. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: Учебное пособие / А. Ф. Титов, В. В. Таланова, Н. М. Казнина. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. 77 с.
2. Титов, А. Ф. Устойчивость растений к кадмию (на примере семейства злаков): Учебное пособие / А. Ф. Титов, Н. М. Казнина, В. В. Таланова. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2012. 55 с.
3. Башмаков, Д. И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Д. И. Башмаков, А. С. Лукаткин / Под общ. ред. проф. А. С. Лукаткина. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2009. 236 с.

## СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ СОДЕРЖАНИЯ АММОНИЙНОГО АЗОТА И СОЕДИНЕНИЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ ПОЙМЕННЫХ УЧАСТКОВ

*Р. А. Болюбаш<sup>1</sup>, А. Э. Русских<sup>1</sup>, Е. С. Петухова<sup>1</sup>, Д. В. Будина<sup>1</sup>,  
В. В. Григорьев<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*

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

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Проведено исследование почвенных образцов, отобранных на пойменных участках р. Вятки в окрестностях Кирово-Чепецкого промышленного комплекса весной в мае 2016 г. и осенью в октябре 2016 г. Пробы аллювиально-дерновых почв были отобраны специалистами лаборатории биомониторинга с трех участков на территории между рекой Елховкой и озеро Бобровое.

Участок № 1 принят в качестве фонового, он расположен на пойменной гриве у озера Бобровое-3. Участок № 2 расположен на 3-ей гриве от реки Елховки между 2 и 3 понижением, на котором проводились экспериментальные исследования с поливом водой загрязненной аммонийным и нитратным азотом. Участок № 3 расположен так же на гриве между 3 и 4 понижением у леса, но на данном участке полив не проводился.

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 – для определения величины рН, являющейся показателем обменной кислотности почвы, ионов аммония и нитрат-ионов.

Определение исследуемых ионов тяжелых металлов проводилось методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии, на лампах с полым катодом для определения меди, цинка, кадмия, свинца, железа. Для атомизации элементов использовано воздушно-ацетиленовое пламя (ацетилен технический по ГОСТ 5457-75).

Ионы аммония определяли фотометрическим методом (ГОСТ 26489-85, V фильтрата = 2 мл, длина волны = 665 нм). Извлечение обменного аммония из почвы проводили раствором хлорида калия. При взаимодействии аммония с гипохлоритом и салицилатом натрия в щелочной среде получается окрашенное индофенольное соединение, после чего проводили 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). Извлечение нитрат-ионов из почвенных образцов проводилось раствором хлорида калия, с последующим восстановлением их гидразином до нитритов, в присутствии меди в качестве катализатора.

Результаты определения кислотности образцов почв, отобранных в мае и октябре 2016 г. представлены в таблице 1.

Таблица 1

**Значения величины рН солевой и водной вытяжки почвенных образцов**

Номер пробы, (участка)	рН <sub>сол.</sub>	рН <sub>вод.</sub>
Май 2016 г.		
1	5,2±0,1	6,8±0,1
2	3,5±0,1	5,5±0,1
3	5,5±0,1	6,7±0,1
Октябрь 2016 г.		
1	5,7±0,1	6,7±0,1
2	3,1±0,1	6,1±0,1
3	5,8±0,1	6,9±0,1

Полученные данные свидетельствуют о том, что почвы, отобранные с трех участков для исследования, как в мае, так и в октябре по уровню кислотности относятся к кислым и слабокислым, причем на участке № 2 почвы следует отнести к сильно кислым.

Анализ показателей содержания аммонийного и нитратного азота (табл. 2) в исследуемых пробах почв свидетельствует о том, что минеральных форм азота в почвах, отобранных в весенний период на участках № 1 и 3 содержится очень мало, а на участке № 2, где проводился полив водой загрязненной аммонийным азотом, содержание аммонийного и нитратного азота выше в 7 и 4 раза, чем на фоновом участке № 1 и на участке № 3, соответственно, без полива. Аналогичная картина наблюдается по содержанию минеральных форм азота в почвах, отобранных на участках в октябре 2016 г. Содержание аммонийного и нитратного азота очень мало на участках № 1 и № 3, в то время как невысокие значения по содержанию аммонийного азота отмечаются на участке № 2. Необходимо отметить, что содержание соединений азота в почвах, отобранных в весенний период несколько выше, чем в осенний, и это закономерно, так как азот элемент питания растений, в соответствии к осени его запасы в почве становятся меньше.

Таблица 2

**Содержание аммонийного и нитратного азота в исследуемых почвах**

Номер пробы	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (мг/кг)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (мг/кг)
Весенние почвы		
1	1,37±0,14	4,4±0,9
2	10,12±1,01	15,9±1,2
3	1,37±0,14	4,8±1,0
Осенние почвы		
1	Ниже предела обнаружения	Ниже предела обнаружения
2	6,8±1,0	25,9±1,9
3	Ниже предела обнаружения	Ниже предела обнаружения

В пробах почв, отобранных в мае и октябре 2016 г., проводилось определение содержания соединений свинца, меди, кадмия и цинка (табл. 3). Полученные данные свидетельствуют о том, что содержание исследуемых металлов во всех почвенных образцах, не превышает значений ПДК, за исклю-

чением валового содержания меди в почвенном образце, отобранном на участке № 2 в октябре, где проводился полив водой загрязненной аммонийным азотом. Валовое содержание меди в почве на данном участке по результатам химического анализа составляет 101 мг/кг, что в 2 раза превышает значение ПДК меди (55 мг/кг) [4, 5] и в 5 раз – значение среднего содержания меди в почве [1, 2].

Сравнение полученных значений по валовому содержанию металлов в почвенных образцах, отобранных в мае, с литературными данными [1, 2] по показателям среднего содержания их в почве позволяет сделать вывод о том, что почти во всех исследуемых образцах валовое содержание свинца превышает в 1,7–2,8 раза средние значения содержания их в почве.

Кроме того, следует отметить, что в почвенных образцах, отобранных в весенний период на участке № 3, проявляется повышенное в 2,4 раза валовое содержание кадмия, а в осенний период валовое содержание кадмия превышает в 2–5 раз средние значения содержания их в почве в исследуемых образцах с участков № 1 и 2.

Показатели содержания подвижных форм исследуемых металлов в почвенных образцах, отобранных весной и осенью, в основном согласуются с их значениями для пойменных почв, отмеченных в работе [3], за исключением почв, отобранных в мае, с участков № 1 и № 3 и почв, отобранных в октябре с участка № 1 по содержанию свинца. Содержание подвижных форм свинца на данных участках в 1,4–3 раза превышает значения, отмеченные авторами в работе [3].

В ходе модельного эксперимента данные почвы проверялись на токсичность с помощью бактерий. Сущность метода основана на определении изменения интенсивности билюминесценции бактерий при воздействии химических веществ, присутствующих в анализируемой пробе, по сравнению с контролем. В качестве тест-объектов использовался препарат «Эколюм», который определяет по гашению билюминесценции за 30-ти минутный период экспозиции острое токсическое действие исследуемой пробы. Необходимо отметить, что ионы тяжелых металлов, содержащихся в почве с данной концентрацией не оказывают токсического воздействия на данный вид бактерий, в соответствии с этим пробы почв отнесены к нетоксичным.

Таблица 3

## Содержание тяжелых металлов в исследуемых почвенных образцах

Номер и название 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
Май 2016 г.								
участок 1 – луг на пойменной гриве у оз. Бобровое-3 (фоновый участок)	3,5±0,7	17,3±3,6	0,23±0,06	5±1	0,030±0,009	0,050±0,015	1,500±0,495	19±6
участок 2 – 3-я грива от р. Елховки между 2 и 3 понижением (с поливом водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота)	1,78±0,37	27,6±5,8	0,210±0,059	2,850±0,656	0,11±0,03	0,15±0,04	0,91±0,30	8,3±2,7
участок 3 – грива между 3 и 4 понижением у леса (без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота)	2,9±0,6	17,05±3,58	0,313±0,088	3,5±0,8	0,14±0,04	1,2±0,3	0,7±0,2	11,6±3,8
Октябрь 2016 г.								
участок 1 – луг на пойменной гриве у оз. Бобровое-3 (фоновый участок)	7±1	12,9±2,7	2,08±0,48	18±4	0,120±0,036	0,24±0,06	1,79±0,59	40±13
участок 2 – 3-я грива от р. Елховки между 2 и 3 понижением (с поливом водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота)	1,1±0,2	10±2	0,130±0,036	101±23	0,08±0,02	0,10±0,03	1,720±0,568	37±12
участок 3 – грива между 3 и 4 понижением у леса (без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота)	1,885±0,396	4,4±0,9	1,165±0,268	10±2	0,11±0,03	0,150±0,045	1,83±0,60	25±8
Среднее содержание в почве [1,2]		10		20		0,5		50
Содержание подвиж. форм в пойменных почвах [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

Таким образом, полученные нами результаты исследования свидетельствуют о том, что кислотность почв не зависит от сезонной динамики, в то время как содержание аммонийного и нитратного азота в почве в весенний период несколько выше, чем в осенний. Содержание меди, цинка, на фоновом участке и кадмия в валовой форме к осени имеет более высокие значения, чем весной, в то время как содержание свинца на всех трех участках в валовой форме весной выше, чем осенью. Для исследуемых участков характерно в целом низкое содержание подвижных форм цинка, меди, свинца и кадмия. При этом содержание подвижных форм цинка и меди в почве к осени увеличивается.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.*

### 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. Учебник. М.: Изд-во МГУ, 2013. С. 33.
3. 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. 67.
4. ПДК химических элементов в почвах и допустимые уровни их содержания по показателям вредности на 01.01.1991г. Госкомприрода СССР, № 02-2333 от 10.12.90
5. Орлов, Д. С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении: Учеб. пособие / Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова, И. Н. Лозановская. М.: Высш. Шк., 2002. С. 205.

## **ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССА СОРБЦИИ НА БЕЛОМ УГЛЕ МЕТОДОМ СКАНИРУЮЩЕЙ ЭЛЕКТРОННОЙ МИКРОСКОПИИ И ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЦЕЛЕСООБРАЗНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БЕЛОГО УГЛЯ ДЛЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ ПРОМЫВНЫХ ВОД ГАЛЬВАНИЧЕСКИХ ПРОИЗВОДСТВ**

*З. П. Макаренко, Т. С. Зеленина  
КОГОАУ «Лицей естественных наук», Xbl-klen@mail.ru*

Необходимость совершенствования технологии производства, дефицит водных ресурсов, повышение требований к степени очистки сточных вод поставили предприятия перед необходимостью решения задач по созданию бессточных и безотходных производств. По мнению Всемирной организации здравоохранения заболевания человека, вызванные потреблением некачественной воды и продуктов питания, могут составлять до 80% от общего числа проблем со здоровьем.

Гальваническое производство – одно из наиболее опасных источников загрязнения окружающей среды, главным образом поверхностных и подземных водоемов. Соединения металлов, выносимые сточными водами гальва-

нического производства, весьма вредно влияют на экосистему водоем–почва–растение–животный мир–человек [1–5]. В связи с наличием практически на всех предприятиях машиностроительной промышленности цехов для нанесения защитных и декоративных гальванических покрытий проблема разработки технологии очистки этих вод является очень актуальной.

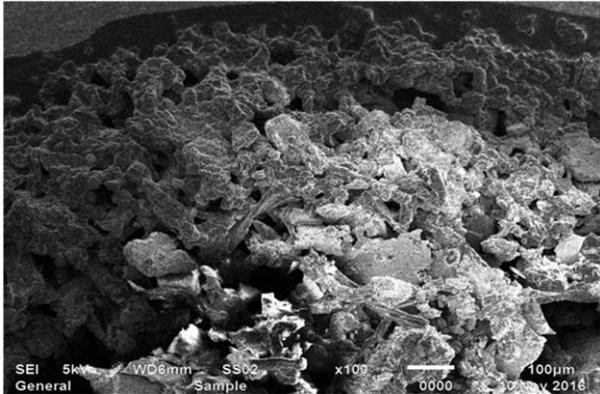


Рис. 1. Микроструктура белого угля

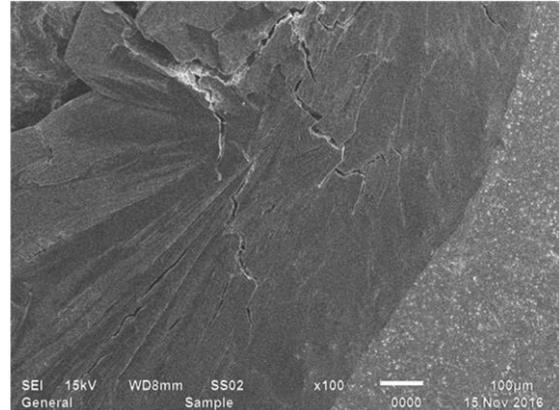


Рис. 2. Микроструктура белого угля после сорбции  $\text{Cu}^{+2}$

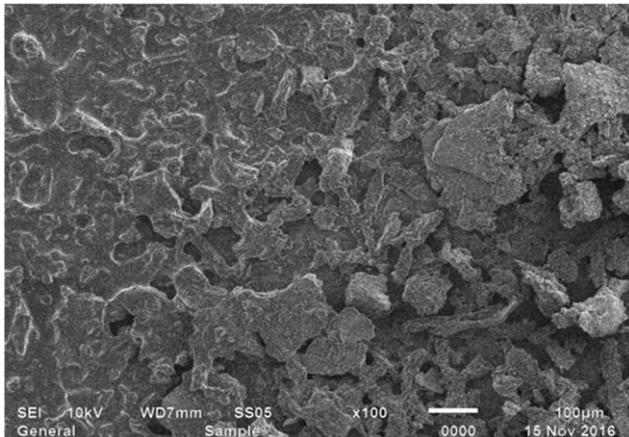


Рис. 3. Микроструктура белого угля после сорбции  $\text{Fe}^{+3}$

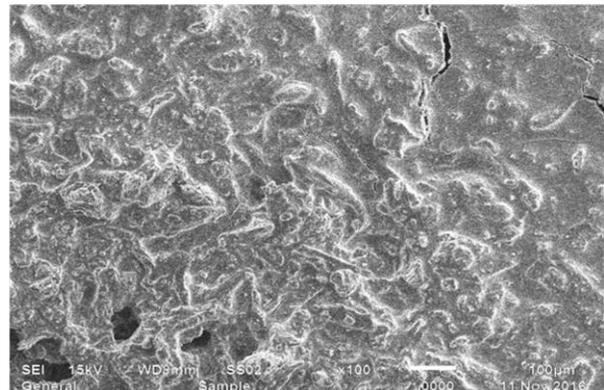


Рис. 4. Микроструктура белого угля после сорбции  $\text{Zn}^{+2}$

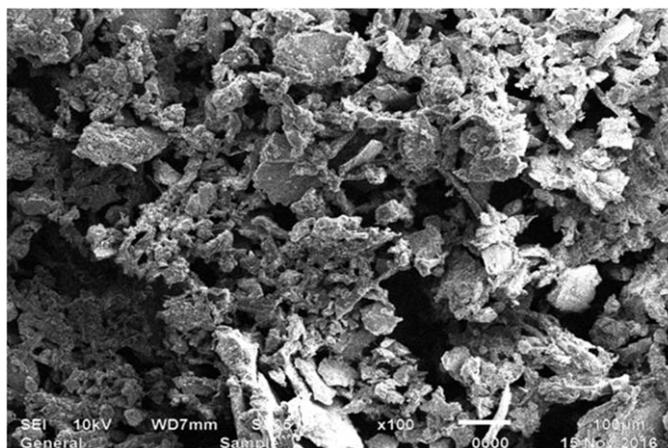


Рис. 5. Микроструктура белого угля после сорбции  $\text{Cr}^{+6}$

Исследование возможности использования белого угля для сорбционной очистки органических загрязнений проводилось в течение трех лет. Определены сорбционные емкости по тяжелым металлам, разработана технологическая схема установки для очистки сточных вод гальванических производств с использованием сорбента белого угля.

Изучены теоретические основы сорбционного процесса очистки промывных вод гальванических производств, в которых отмечается, что соли тяжелых металлов сорбируются в поры МКЦ и на поверхности кристаллов  $\text{SiO}_2$ .

Исследования выполненные нами на сканирующем электронном микроскопе JEOL JSM 6510LV показали, что процесс сорбции идет на поверхности белого угля, особенно хорошо сорбируются катионы  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  – на поверхности сорбента видна сплошная пленка, покрывающая поры. Сам белый уголь представляет собой переплетение волокон МКЦ и кристаллов диоксида кремния (рис. 1–5).

По результатам рентгеноспектрального анализа получено, что в составе белого угля имеется углерод, кислород и кремний. После сорбции растворов тяжелых металлов белый уголь содержит в своем составе соответственно ионы цинка, меди, железа и хрома.

Рассчитано оборудование для очистки промывных вод гальванических производств с использованием сорбентов: ионообменной смолы, белого угля и активированного угля марки БАУ – при производительности  $20 \text{ м}^3/\text{ч}$  объем фильтров должен быть соответственно  $1,7 \text{ м}^3$ ;  $1,112 \text{ м}^3$ ,  $8,56 \text{ м}^3$ .

Рассчитаны капитальные затраты и примерная себестоимость очистки  $1 \text{ м}^3$  промывных вод гальванических производств с использованием сорбционного метода очистки. Капитальные затраты на установку очистки промывных вод от тяжелых металлов составят при использовании ионообменной смолы и белого угля 3427 тыс. руб., а при использовании активированного угля 7016 тыс. руб. Себестоимость очистки  $1 \text{ м}^3$  промывных вод гальванических производств при использовании ионообменной смолы, белого угля и активированного угля будет соответственно 32,15 руб., 431,7 руб. и 2285,36 руб. (табл.).

**Капитальные затраты (Е) на строительство цеха очистки и  
оборудование**

№ п.п.	Перечень оборудования	Примерная стоимость оборудования при использовании сорбентов		
		Ионные смолы (тыс. руб)	Белый уголь (тыс. руб)	Активированный уголь (тыс. руб)
1.	Помещение (1 м <sup>2</sup> стоит 50 тыс. руб)	2500	2500	5000
2.	Фильтры	127	127	1016
3.	Баки (приемный и с очищенной водой)	300	300	300
4.	Насосы	300	300	300
5.	Система трубопроводов, задвижек	200	200	400
Итого:		3427	3427	7016
6.	Капитальные затраты с учетом окупаемости	514,05	514,05	1052,4
7.	Себестоимость очистки 1м <sup>3</sup> промывных вод, руб.	32,15	431,7	2285,36

**Литература**

1. Виноградов С. С. Экологически безопасное гальваническое производство. Изд. 2-е, перераб. и доп. М.: Глобус, 2002. 352 с.
2. Яковлев С. В., Воронов Ю. В. Водоотведение и очистка сточных вод: Учебник для вузов. М.: АСВ, 2004. 704 с.
3. Электронная микроскопия. <http://emicroscope.ru/microscopes/rastr/termo/jsm-6510.html>.
4. Расчет капитальных затрат <http://chem21.info/info/792355/>
5. Товбин Ю. К. Молекулярная теория адсорбции в пористых телах. М.: Физматлит, 2013. 624 с.

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ГОРОДСКИХ ПОЧВ  
ОВРАЖНО-БАЛОЧНОЙ СЕТИ (НА ПРИМЕРЕ г. САРАТОВА)**

***Е. И. Тихомирова, М. Ю. Белова, О. В. Абросимова**  
Саратовский государственный технический университет  
имени Ю. А. Гагарина, [tichomirova\\_ei@mail.ru](mailto:tichomirova_ei@mail.ru)*

Одной из актуальных задач в области прикладной экологии является совершенствование экологического мониторинга состояния городских почв, что востребовано в практической деятельности экологических служб.

Проблема оценки степени антропогенной нагрузки на городские почвы требует особого внимания, поскольку влияние промышленности, процессов строительства, негативное воздействие отработанных газов автотранспорта приводит к изменению почти всех свойств городских почв, выполняющих важнейшие экологические функции [1–3]. Пути решения проблемы негативного воздействия на городские почвы и методологические подходы к изуче-

нию их состояния в промышленных центрах изложены в ряде работ, в каждой из которых предложена своя система выбора показателей для экологического мониторинга. Несмотря на большое количество исследований в этой сфере, до настоящего времени не создана единая система мониторинга и оценки экологического состояния городских почвенных экосистем.

Для г. Саратова решение проблемы совершенствования экологического мониторинга почв имеет особое значение, поскольку он относится к числу крупнейших городов Нижнего Поволжья. На территории города находится большое количество крупных промышленных предприятий химии, нефтехимии, нефтепереработки, стройиндустрии, машиностроения, энергетики, имеющих федеральное значение. В то же время по ландшафтно-географическим особенностям г. Саратов относится к типичным правобережным городам Поволжья с преобладанием овражно-балочной сети, с характерным ветровым потенциалом и формированием «островов тепла» [4–6]. В этой связи целью работы было исследование экологического состояния городских почв и определение степени антропогенной нагрузки на различные функциональные зоны с учетом особенностей овражно-балочной сети г. Саратова.

Объектами исследования являлись почвы разных функциональных зон г. Саратова. На рисунке 1 представлено геоморфологическое строение территории г. Саратова с указанием основных геоморфоблоков, с соотношением зон разницы высот и приуроченности к руслам рек и основным оврагам города. Исследуемая территория сильно изрезана овражно-балочной сетью, большинство оврагов города сильно трансформированы в результате антропогенного воздействия, однако в некоторых из них сохраняются изначальные характеристики почв. Архитектурно-планировочная композиция и геоморфологическое строение г. Саратова определили конгломерат разных функциональных зон, зависящих от строения овражно-балочной сети. Накопление различных загрязняющих веществ в почвах города происходит по разным причинам: плотная застройка склоновой и прибрежной территории, которая перпендикулярна направлению «розы ветров», отсутствие естественных коридоров проветривания в центральной части города, а также малое количество широких улиц и критически низкий природный потенциал. Вышеперечисленные причины определяют возникновение «островов тепла» на территории города, которые, в свою очередь, стимулируют образование местных воздушных потоков, движущихся по направлению к центру от окраин города и формирующих при этом новую сеть загрязнения [1, 4].

Выбор точек забора проб почв производили с учетом особенностей овражно-балочной сети города, микроформ рельефа и климатических особенностей, разнообразия функциональных зон. Точки отбора были расположены в пределах оврагов Крутенький, р. Мутный ключ, Дегтярный и Кладбищенский (рис. 1). В качестве контроля была исследована почва с территории с. Александровка Саратовского района, близко расположенного к городу, но отличающаяся низкой степенью антропогенной нагрузки.



№ № проб	Картографическое местоположение точки забора проб
<b>Санитарно-защитные зоны</b>	
2	Перекресток ул. Томской и ул. Пензенской (САЗ)
3	ул. Новая 9 линия, 79 (ОАО Новый порт)
7	ул. Орджоникидзе, 2Б (САЗ)
9	ул. Фабричная, 5 (ОАО Новый порт)
15	ул. Чернышевского, 1, (ООО Газпроммаш)
17	ул. Орджоникидзе, 131 (ООО Газпроммаш)
<b>Селитебные зоны</b>	
1	Детский сад №66, ул. Крымская, 4
5	Средняя школа №43, перекресток ул. Кавказской и ул. Пономарева
11	Детский сад №227, ул. Орджоникидзе, 11
12	Средняя школа №5, ул. Огородная, 196
16	Детский сад №147, ул. Миллеровская, 23
18	Средняя школа №22, перекресток ул. Усневича и ул. Ростовской
20	Территория Саратовского ГПКиО им. М. Горького (ул. Чернышевского)
21	Территория Саратовского ГПКиО им. М. Горького (детская музыкальная школа №6)
<b>Транспортные зоны</b>	
4	ул. Новоастраханское шоссе, стадион «Торпедо»
6	Перекресток ул. Пензенская и ул. Томская
8	Перекресток пр. Энтузиастов и ул. Пензенская
10	Стадион «Волга» (кольцо трамваев «2,7,8»)
13	Ул. Орджоникидзе, 1, ТЭЦ-1
14	Киевский пр. (рядом с ж/д полотном)
19	Перекресток ул. Чернышевской и ул. Мельничный проезд
Контроль (К)	Район с. Александровка, в 10 км от г. Саратова

Рис. 1. Карта расположения точек пробоотбора почв в разных функциональных зонах в пределах сетей оврагов г. Саратова

Отбор образцов почв проводили по ГОСТ 17.4.3.01-83. «Общие требования к отбору проб почвы» в период с 2011 по 2015 гг. Все лабораторные исследования проводили на базе НОЦ «Промышленная экология» кафедры экологии СГТУ имени Ю. А. Гагарина и в аккредитованной испытательной лаборатории «ЭкоОС» СГТУ на поверенном оборудовании с использованием стандартных и аттестованных методик в трехкратной повторности.

Для картографического представления состояния урбаноземов в качестве инструментального средства использовали геоинформационную программу (MapInfo) и геоинформационные технологии: векторизацию растровых карт исследуемых территорий; наложение растровых карт на рельеф для наглядного представления картографической информации. Все полученные результаты обрабатывали статистически с использованием стандартных методов для экологических и биологических данных с применением пакета прикладных программ (Statistica 6.0 for Windows; «StatSoftInc», США), Statgraph (Version 2.6).

На основе полученных данных комплексного экологического исследования отбора проб почв в разных функциональных зонах г. Саратова был произведен расчет интегрального показателя биологического состояния почв. Значения этого показателя использовали для составления карты экологического состояния городских почв с учетом особенностей городского ландшафта (рис. 2). На карте выделены зоны, где значения ИПБС городских почв г. Саратова выше 50% – это санитарно-защитные зоны промышленных предприятий и автомобильных дорог. Данные зоны отличаются средней степенью нарушения экологического состояния городских почв. Зоны, где значения ИПБС почв г. Саратова ниже 50% – это зоны с максимальной степенью нарушения их экологического состояния (селитебные зоны), подлежащие в первую очередь восстановлению с использованием высокотехнологичных методов очистки почв. По данным карты можно проследить зависимость значений ИПБС от распределения по бассейнам оврагов, сильно трансформированных в течение многих лет, но сохранивших свои изначальные свойства, особенно в части старого города (овраги Кладбищенский и Дегтярный). В этих оврагах распределение исследуемых показателей строго равномерное по всей их протяженности, от р. Волги к началу оврага. В настоящее время рельеф данного оврага явно не выражен своими изначальными характерными чертами и не отличается особенностями овражно-балочной сети, потому что здесь присутствует полная трансформация и замена изначальной почвы привозной, не характерной для природных почв. Данная территория не отличается большим количеством промышленных предприятий, занята многоэтажной и среднеэтажной застройкой, расположенной так, чтобы активно проходили процессы проветривания улиц. Учитывая все эти особенности можно сказать, что на данной территории оврага лучше всего проявляются особенности форм микрорельефа.

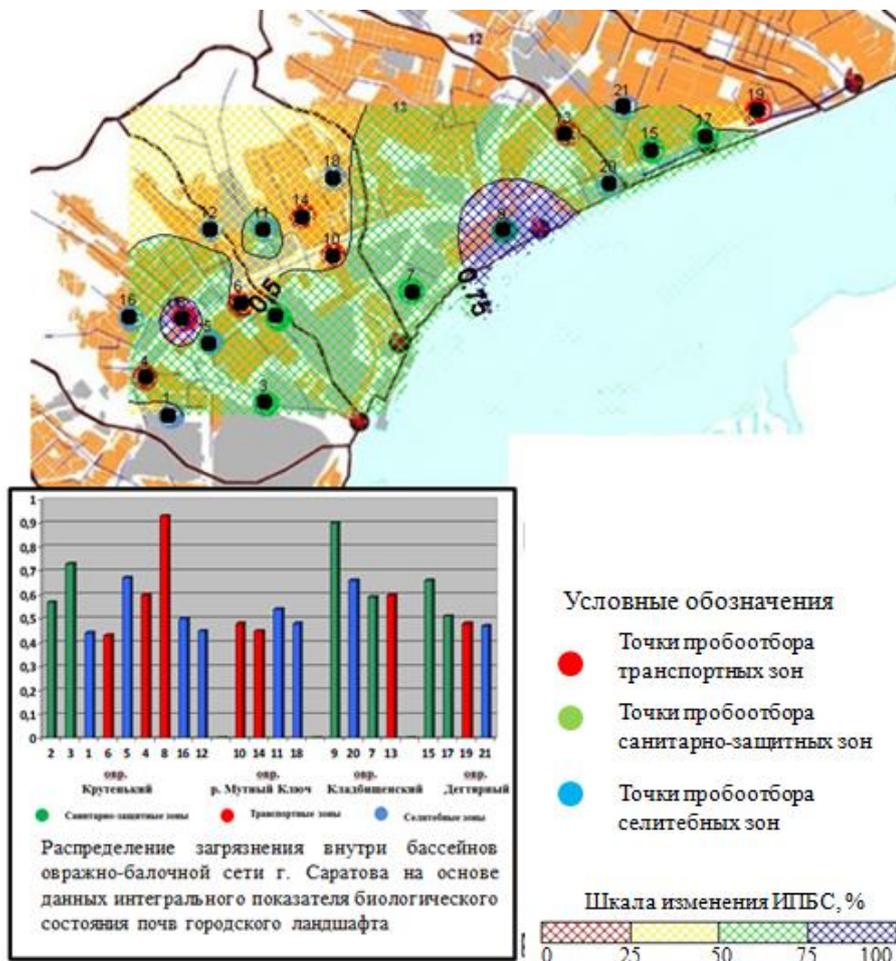


Рис. 2. Карта экологического состояния почв разных функциональных зон г. Саратова с привязкой к особенностям овражно-балочной сети

В бассейнах оврагов Крутенький и р. Мутный Ключ распределение показателя ИПБС уже не имеет такую прямую зависимость от протяженности оврага. На данной территории необходимо учитывать не только особенности овражно-балочной сети, но и вид функциональной зоны. Характерные черты жилой застройки – в данных зонах большое количество многоэтажных зданий и плотная застройка, а также перепад высот рельефа определяют эффект накапливания загрязнений, что отражается на экологическом состоянии почв.

Таким образом, в результате проведенного исследования была дана оценка экологического состояния почв в пределах каждой функциональной зоны г. Саратова с учетом особенностей овражно-балочной сети города Саратова. Сделано заключение о степени антропогенной нагрузки на различные функциональные зоны, о наличии критических участков, требующих в первую очередь проведения комплексных экологических мероприятий по их реабилитации. Предложенный методический подход к оценке состояния городских почв с учетом особенностей овражно-балочной сети может быть использован для экологического мониторинга других городских территорий в пределах Приволжской возвышенности.

### Литература

1. Макаров, В. З. Ландшафтно-экологический анализ крупного промышленного города / В. З. Макаров. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 2001. 176 с.

2. Строганова, М. Н. Комплексная оценка экологического состояния городских почв / М. Н. Строганова, Т. В. Прокофьева, А. Н. Прохоров и др. М.: ВИНТИ, 2001. Ч. 1. С. 50.
3. Яковлев, А. С. Методика экологической оценки состояния почвы и нормирования ее качества / А. С. Яковлев, В. М. Гендугов, Г. П. Глазунов, М. В. Евдокимова, Е. А. Шулакова // Почвоведение. 2010. № 8. С. 984–995.
4. Быкова, М. А. Комплексная оценка состояния окружающей среды г. Саратова по данным химического и микробиологического загрязнения / М. А. Быкова, О. В. Абросимова, Е. И. Тихомирова, А. А. Макарова // Фундаментальные исследования. 2012. № 5. Ч. 1. С. 133–137.
5. Макаров, В. З. Эколого-географическое картографирование городов / В. З. Макаров, Б. А. Новаковский, А. Н. Чумаченко. М.: Научный мир, 2002. 176 с.
6. Меркулова, М. Ю. Комплексный мониторинг экологического состояния урбаноземов по биологическим показателям (на примере г. Саратова) / М. Ю. Меркулова, Е. И. Тихомирова, О. В. Абросимова // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 4 С. 73–85.

## ИЗУЧЕНИЕ ВЛАГООТДАЮЩИХ И ТЕРМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ОСАДКА ОЧИСТНЫХ КАНАЛИЗАЦИОННЫХ СООРУЖЕНИЙ

*Д. П. Пономарёв<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*  
<sup>1</sup> *Вятский государственный университет,*  
<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

В работе представлены результаты исследования влагоотдающих и термических свойств осадка очистных сооружений городской канализации. Изучение степени изменения влагоотдающих свойств осадка, объёма массы и температуры его нагрева проводилось при добавлении к пробе осадка негашёной извести.

Методика эксперимента. Сырой осадок с добавлением негашёной извести готовится в соотношении 20% от массы исходного осадка. Вначале проводится определение массы пустой колбы ( $m_1$ ), затем в колбу помещается 10 мл осадка и ее масса ( $m_2$ ) взвешивается и измеряется температура ( $t$ ) в осадке. Затем в колбу с осадком добавляется 2,09 г (20% от массы осадка) негашёной извести без перемешивания. Общая масса смеси выражается через –  $m_3$ .

До перемешивания заметного увеличения температуры не происходит. После перемешивания температура постепенно поднимается до отметки в 27°C в результате экзотермической реакции негашёной извести с внеструктурной водой осадка [1]:



После 5 минут отстаивания смеси осадка и негашёной извести наблюдалось повышенное водоотделение по сравнению с исходным осадком. Изменяются объёмы надильной воды смеси осадка, который составил 0,25 мл и исходного осадка – 0,03 мл. Влажность смеси – 91,39 %, влажность исходного осадка – 95,16%, зольность исходного осадка – 22,56%. Масса смеси после отстаивания составила – 41,81 г, зольность смеси – 89,44%.

Результаты эксперимента. Масса осадка снизилась на 3% и составила 0,31 г. предположительно за счет частичного испарения влаги при нагреве смеси негашеной извести и осадка. Влажность снизилась на 3,56%. Наблюдалось незначительное увеличение интенсивности влагоотдающих свойств смеси и увеличение температуры смеси с 18,5 °С до 27,5 °С, в ходе экзотермической реакции. Зольность смеси составила 89,44%.

Кроме того, проведён эксперимент с добавлением к флокулянту негашёной извести 5% по массе. При перемешивании наблюдалось мгновенное слипание порошка в тестообразные гранулы. При добавлении раствора флокулянта в сырой осадок гранулы порошка практически не взаимодействуют с осадком и для их перемешивания надо значительно дольше времени. Увеличения степени обезвоживания при добавлении негашеной извести в раствор флокулянта не наблюдается.

Наряду с этим проведены испытания с сырым осадком с добавлением негашеной извести (10% от массы исходного осадка) и раствора флокулянта с концентрацией 0,25%. В 103,5 г сырого осадка было добавлено 5,2 г негашеной извести. После тщательного перемешивания смеси было внесено 8 мл раствора флокулянта концентрацией 0,25% и проведено 10 переливаний. При 4-ом переливании образовался размытый хлопок, на 6-ом переливании – средний хлопок, на 10-ом – хлопок разбился. Водоотделение после 10-ти переливаний незначительное, время фильтрования 25 мл фугата составило 95 сек. Фугат мутный, концентрация взвешенных веществ в фугате – 254 мг/л. Параллельно проводились испытания флокулянта без добавления негашеной извести. Концентрация флокулянта – 0,25%, доза 8 мл. Масса сырого осадка – 101,9 г. При 3-ем переливании образовался размытый хлопок, на 5-ом – хороший хлопок, на 10-ом – образовавшийся хлопок не разбился. Водоотведение хорошее, время фильтрования 25 мл фугата – 5 секунд. Фугат чистый, концентрация взвешенных веществ в фугате – 47 мг/л.

Исследовалось состояние обезвоженного осадка с добавлением негашеной извести (10% от массы исходного осадка). Обезвоженный осадок массой 100 г был уплотнен в конической колбе, уровень осадка в колбе был зафиксирован. Затем в осадок было добавлено 10 г негашеной извести. После перемешивания смесь была уплотнена в колбе до зафиксированного уровня. Спустя сутки после проведения эксперимента объем смеси в колбе незначительно изменился (на 1–2%), масса смеси также не претерпела значительных изменений.

Таким образом, в ходе проведённого эксперимента по изучению изменения влагоотдающих свойств, объема, массы и термических свойств осадка очистных сооружений при добавлении к нему негашеной извести (10% и 20% от массы осадка), а также при добавлении раствора флокулянта и негашеной извести (10% от массы осадка), и при добавлении негашеной извести в обезвоженный осадок удалось установить, что применение негашеной извести для интенсификации процесса обезвоживания сырого осадка не является экономически обоснованным решением вследствие увеличения зольности смеси и

абразивности обрабатываемого осадка, что в свою очередь может привести к повышенному износу оборудования. Применение негашеной извести в сочетании с промышленными флокулянтами не увеличивает степень обезвоживания обрабатываемого осадка, а использование негашеной извести с обезвоженным осадком не приводит к уменьшению его объема.

## СЕКЦИЯ 2

# БИОИНДИКАЦИЯ И ИННОВАЦИОННЫЕ МЕТОДЫ В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ

### ПРИМЕНЕНИЕ ИНТЕГРАЛЬНОГО БИОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ РАДИАЦИОННОГО И ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ

*В. В. Петраш, Е. А. Броновицкая, С. М. Хазагеров,  
М. П. Литаева, П. Н. Сухонин*  
*Некоммерческое партнерство «БИОМ», vlapetrash@yandex.ru*

Актуальность объективной интегральной оценки эколого-гигиенической ситуации на территориях с потенциальным риском радиационного и/или химического загрязнения природной среды (ПС) в районах расположения предприятий с вредными или опасными производственными факторами связана с проблемой роста распространенности на этих территориях экологически обусловленных заболеваний. На современном этапе неуклонно возрастающего антропогенного загрязнения ПС в числе приоритетных стоит проблема сохранения экологической безопасности среды обитания человека в неразрывной связи с существованием биоты окружающих природных систем [1, 2].

Целью данной работы является краткий обзор проблемы комплексного радиационно-химического биомониторинга уровня загрязнения ПС.

К настоящему времени сформировалось представление о принципиальной невозможности корректной оценки и прогнозирования негативных последствий для живых организмов, возникающих в случае комплексных техногенных воздействий, с помощью подходов, базирующихся только на оценке содержания загрязняющих веществ (ПДК) в ПС территорий с дестабилизированной экологической обстановкой. Неоднократно подчеркивалось, что традиционная схема мониторинга ПС, сфокусированная на контроле ограниченного числа действующих физико-химических факторов, является недостаточно эффективной, а применяемая система ПДК имеет только косвенное отношение к защите окружающей среды [2, 3]. Это обусловлено тем, что даже благополучные по уровню ПДК поллютантов территории могут оказываться экологически опасными для живых организмов, включая человека. Опасность возникает вследствие неконтролируемого совокупного действия различных загрязнителей и их соединений, миграции и аккумуляции поллютантов в ПС с включением их в пищевые цепочки животных и человека.

В этой связи приоритетное значение приобретают биологические методы экологического контроля, к которым относятся биотестирование и биоин-

дикация, обеспечивающие интегральную оценку уровня загрязнения ПС различными поллютантами, включая радиоактивные, и их неконтролируемыми соединениями.

По определению биотестирование (биологическое тестирование) – это оценка качества составляющих ПС (воды, почвы, воздуха и др.) по любым (ингибирование, стимуляция) ответным достоверно наблюдаемым реакциям живых организмов, их отдельных функциональных систем или сообществ организмов, являющихся тест-объектами, на агенты, присутствующие в ПС. В качестве тест-объектов используют широкий спектр разных по уровню организации живых организмов из различных таксономических групп, а также культуры клеток различных организмов и отдельные биомолекулярные соединения. При этом тест-организмы служат биологическими «датчиками» токсичности объекта исследования. Оценка радиобиологических эффектов зависит от радиочувствительности тест-систем [3].

Разработка методологии комплексного радиационно-химического биомониторинга уровня загрязнения ПС с использованием методов биологического контроля является не только экологической, но и важной социальной проблемой, связанной с прогнозированием уровня заболеваемости населения загрязненных территорий. Поэтому всегда встает вопрос об экстраполяции модельных данных, полученных на тест-организмах (одноклеточные, гидробионты, растения) на человека. Поскольку анатомо-физиологическое строение, функциональные и метаболические системы тест-организмов имеют существенные отличия от таковых у человека, непосредственный пересчет реакций биотестов на человека неприемлем в принципе. Наиболее продуктивным подходом к экстраполяции результатов биотестирования на человека является проведение исследований общих для всех организмов структур, которыми являются клетки и их компоненты. Клеточный уровень (цитогенетический скрининг) – один из наиболее чувствительных тестов, который может быть использован в качестве «биологического дозиметра» интегрального техногенного загрязнения территорий [4].

Значение экспериментальных исследований, проведенных на разных клеточных системах, а также на животных и растениях было высоко оценено еще в Отчете Научного комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) [5]. В данном документе подчеркнуто, что многие ответные реакции этих биообъектов и модифицирующие их факторы легли в основу знаний о радиационных эффектах у человека, и такие исследования часто можно оценить с большей детализацией, чем у человека.

Проблема комплексного радиационно-химического биомониторинга имеет особое значение для персонала предприятий с вредными и опасными факторами производственной среды, так как в совокупности с химическим и радиационным загрязнением ПС эти факторы способны провоцировать более раннее развитие заболеваемости, чем у других слоев населения. В пользу этого утверждения свидетельствуют результаты экспериментальных исследова-

ний постлучевых изменений в клеточных популяциях эндотелиоцитов, миоцитов и нефроцитов млекопитающих в условиях воздействия дополнительных вредных факторов [6, 7].

Актуальность работы на клеточных структурах обусловлена также возросшим в последние годы интересом к исследованиям биологических эффектов в области малых доз и хронического воздействия излучений с низкой мощностью дозы, когда возможны отдаленные нестохастические радиационно-индуцированные эффекты. Внимание привлекают также так называемые «альтернативные эффекты», в равной мере обнаруживающиеся как в пролиферирующих, так и в неделящихся клетках. Наблюдаемый фенотип явления, механизм которого пока неясен, прежде всего, состоит в переходе в новое состояние уже при малых дозах радиации практически всех клеток популяции и наследование изменений всеми их потомками [6, 7].

Парадигма современной медицинской науки изменилась от организмоцентрической к эволюционно-популяционно-экологической. Возрос интерес к роли внешне средовых, социально экономических и социально-психологических факторов в сохранении здоровья [1]. Такого рода комплексный подход требует концептуального пересмотра существующих систем мониторинга ПС и здоровья человека для приведения их во взаимоединство причинно-следственных связей. Поставленная в таком ракурсе проблема может быть решена, на наш взгляд, только путем применения в рамках единой системы современных скрининговых технологий мониторинга здоровья человека, состояния окружающей среды (вода, почва, воздух) и биоценоза в целом.

### Литература

1. Филиппов В. Л., Рембовский В. Р., Криницин Н. В., Филиппова Ю. В., Киселев Д. Б., Нечаева Е. Н. Методологические и методические подходы объективной оценки медико-экологической обстановки на территориях, прилегающих к потенциально опасным объектам // Матер. седьмой междунар. науч. конф. (Санкт-Петербург, 15–16 декабря 2011 г.). СПб., 2011. С. 34–42.
2. Удалова А. А. Биологический контроль радиационно-химического воздействия на окружающую среду и экологическое нормирование ионизирующих излучений: Дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 2011. 434 с.
3. Матвеева И. В. Радиоёмкость различных типов экосистем и принципы их экологического нормирования // Scientific Journal Science Rise. 2014. № 4/2(4). С. 11–17.
4. Биологический контроль окружающей среды: генетический мониторинг / Под ред. С. А. Гераскиной и Е. И. Сарапульцевой. М.: Изд. Центр «Академия», 2010. 208 с.
5. Отчет Научного комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) – 2000. Прилож. J. Уровни облучения и эффекты в результате Чернобыльской аварии. М.: Радэкон, 2003. № 3. С. 1–17.
6. Алексанин С. С., Федорцева Р. Ф., Бычковская И. Б. К проблеме отдаленных последствий действия радиации. Особые клеточные эффекты и соматические последствия облучения в малых дозах // Медико-биол. проблемы жизнедеятельности. Науч.-практ. реценз. журнал. 2016. № 1 (15). С. 54–61.

7. Бычкова И. Б., Федорцева Р. Ф., Антонов П. В., Алексанин С. С., Никифоров А. М. Особые клеточные эффекты и соматические последствия облучения в малых дозах. СПб.: ВГУЗ ВЦЕРМ МЧС России, 2006. 101 с.

## **ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ р. ТЕЧА МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ**

*Т. А. Майстренко, А. В. Рыбак  
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,  
roginat@mail.ru, canewa.anuta@yandex.ru*

Одним из негативных последствий антропогенной деятельности является поступление в биосферу чуждых для природной среды химических агентов, в том числе радионуклидов искусственного происхождения, и их влияние на живые организмы. Ускоренное развитие энергопромышленного комплекса и расширение сферы применения ядерных технологий в приоритетных направлениях науки и техники требуют надежного обеспечения экологической безопасности при реализации проектов в области использования атомной энергии. Выполненные на основе анализа результатов биологического мониторинга в зоне воздействия предприятий ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) экологические оценки служат основой при разработке мероприятий по снижению возможного негативного влияния технологических комплексов на состояние окружающей среды.

Загрязнение компонентов природной среды в районе исследований относится к так называемому «ядерному наследию», связано с деятельностью ПО «Маяк» и обусловлено несовершенством использовавшихся в прошлом технологий обращения с жидкими радиоактивными отходами. Проведение лабораторного биотестирования проб воды, отобранной из р. Течи в зоне воздействия комбината «Маяк», являлось предварительным этапом биоиндикационных испытаний.

Цель работы – оценка токсических свойств речной воды для микроводорослей и гидрофитов. Для этого измеряли гидрохимические показатели проб воды, определяли степень токсического воздействия образцов из р. Течи на водные растения и сравнивали наблюдаемые биологические реакции тест-организмов при комплексном воздействии компонентов проб воды, отобранных в створах реки на различном расстоянии от источника загрязнения.

Отбор экспериментальных образцов для биотестирования (Т1–Т5) осуществляли на участке р. Течи между селами Муслюмово и Бродокалмак. С целью учета влияния гидрохимических особенностей речных вод исследуемого района в качестве положительного контроля (К) использовали пресноводный проточный водоем (р. Брусанка), находящийся за границами крупных населенных пунктов и локально загрязненных радионуклидами или иными химическими токсикантами территорий. Характеристика поверхностных вод включала комплекс гидрохимических показателей: ионный состав, кислот-

ность, концентрации нефтепродуктов, некоторых тяжелых металлов и As. В дополнение к природному, использовали также отрицательный контроль (дистиллированную воду).

Основными дозообразующими радионуклидами на изученном нами участке реки являются долгоживущие  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и изотопы Pu [1]. Анализ удельных активностей радиоактивных элементов (рис. 1) показал, что содержание  $^{239,240}\text{Pu}$  для всех образцов ниже уровней вмешательства (УВ) [2], установленных для населения при поступлении радионуклидов с питьевой водой. Однако в пробе Т2, отобранной в створе реки вблизи с. Муслимово, концентрация  $^{239,240}\text{Pu}$  была в 6–63 раза больше, чем в образцах из других точек, и в 33 раза превышала контрольное значение. Учитывая месторасположение точки Т2, мы предположили, что это может быть результатом высокой интенсивности перемешивания вод, протекающих через населенный пункт, и миграции элемента из донных отложений и прибрежных ландшафтов. Удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  в пробах Т1–Т4 также были в 60–90 раз ниже соответствующего УВ, однако в 3 раза превосходили средний фоновый уровень для территории России и были в тысячи раз больше, чем значения этого показателя для контрольной точки и пробы Т5, отобранной в стороне от постоянного водотока. Полученные результаты можно объяснить прочной фиксацией  $^{137}\text{Cs}$  пойменными грунтами и донными отложениями и его очень слабой способностью к химической миграции [1]. На сегодняшний день наибольшую опасность для пресноводной биоты представляет  $^{90}\text{Sr}$ , концентрации которого снижаются при удалении от источника радиоактивного загрязнения, но превышают значение соответствующего показателя для незагрязненной техногенными радиоэлементами Брусянки в 218–376 раз. Различия в поведении одновременно поступивших в водную систему изученных искусственных радионуклидов обусловлены их разными геохимическими свойствами и способностью связываться с компонентами природных вод, в первую очередь – с растворенным органическим веществом.

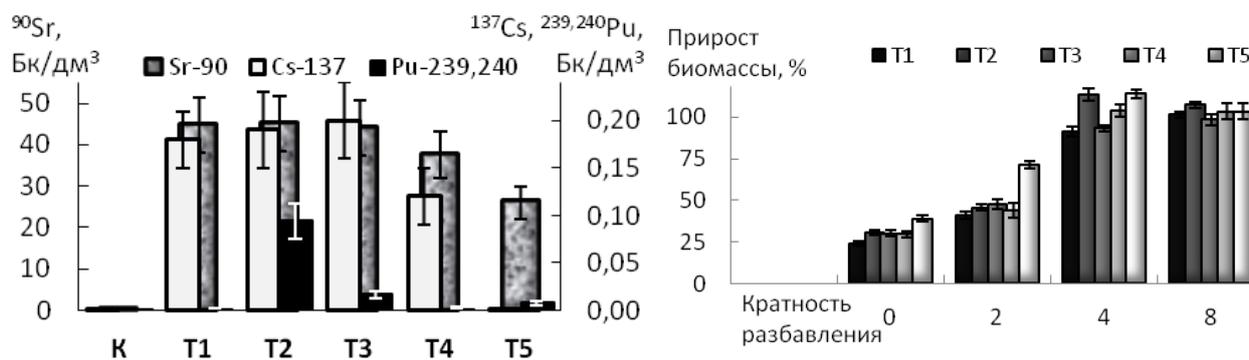


Рис. 1. Удельная активность искусственных радионуклидов в пробах воды из рр. Теча (Т1–Т5) и р. Брусянка (К)

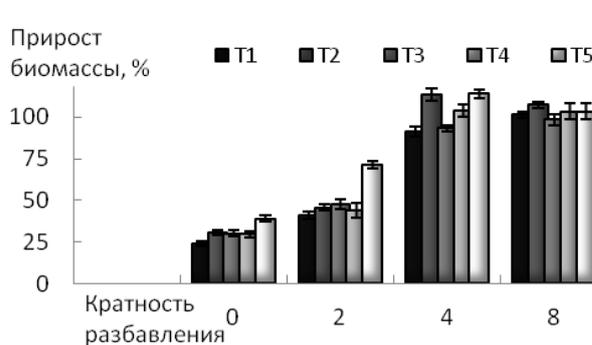


Рис. 2. Прирост биомассы хлореллы в зависимости от разбавления относительно положительного контроля при биотестировании проб из р. Теча

Для оценки качества воды из р. Течи использовали также показатель удельного комбинаторного индекса загрязнения воды (УКИЗВ), рассчитанный по значениям 27 гидрохимических характеристик [3]. Анализировали соответствие установленным нормативам содержания неорганических ионов, тяжелых металлов, нефтепродуктов, техногенных радионуклидов. Компонентами проб, концентрации которых в некоторых створах превышали ПДК, являлись  $^{90}\text{Sr}$ , Cu, Mo, а также фосфат-, сульфат- и фторид-анионы. При этом в число критических показателей загрязненности воды входили  $^{90}\text{Sr}$  и фосфаты. Вычисленное значение УКИЗВ для изученного участка Течи составило 1,6, что характеризует воды реки как слабозагрязненные. При этом повышенные в 1,1–2,7 раза относительно ПДК концентрации Mo во всех образцах речной воды и Cu – в пробе Т5 из Течи и контрольной из Брусянки, вероятнее всего, связаны с региональными особенностями геохимического фона [4].

В качестве тест-организмов мы применяли широко используемые при биотестировании поллютантов различной природы [5] и чувствительные к ионизирующему излучению растения *Chlorella vulgaris* и *Lemna minor* [6–8]. Выбранные для биотестирования микроводоросли и гидрофиты обладают разной чувствительностью к химическим компонентам пресных природных вод. Действие исследуемых проб воды на хлореллу оценивали по приросту биомассы водоросли, на ряску – по изменению морфологических показателей растений (размеру листочков и длине корней).

Для культуры водоросли использовали 50-процентную среду Тамия, из которой был исключен связывающий многие катионы комплексообразователь ЭДТА. Экспоненциальную стадию роста поддерживали ежедневным пересевом хлореллы на свежую питательную среду. При биотестировании наращивание *Ch. vulgaris* проводили в 2-процентной среде Тамия в течение 24 ч при постоянной температуре ( $36,0 \pm 0,5$  °C), освещенности (1400 лк) и содержании  $\text{CO}_2$  (0,03%) [9]. Маточную культуру ряски малой содержали на минеральной среде Штейнберга при температуре  $24 \pm 2$  °C, продолжительности светового периода 10 ч и освещенности 5000 люкс, еженедельно пересаживая ярко-зеленые здоровые экземпляры на свежеприготовленную среду. Для биотестирования в каждую пробу воды, содержащую 2% (по объему) питательной среды, помещали растения и инкубировали в течение 7 суток [10]. Каждый из вариантов опытных образцов, а также контрольные растворы готовили для ряски в трех-, хлореллы – в шестикратной повторности.

Изучение токсичности проб Т1–Т4 из р. Теча для *Ch. vulgaris* показало, что прирост биомассы водоросли для этих образцов составляет 23–37% относительно отрицательного контроля. Значение аналогичного показателя при биотестировании проб из р. Брусянки оказалось равным 95%. При разбавлении всех проб речной воды в 2 и 4 раза наблюдали увеличение прироста биомассы (рис. 2), что свидетельствует об уменьшении токсического воздействия. При дальнейшем разбавлении (в 8 раз) регистрировали снижение прироста хлореллы во всех исследованных образцах воды, в том числе из контрольного водоема. Вероятно, это стало следствием уменьшения concentra-

ций питательных веществ. При таком сильном разбавлении достоверных различий в реакции *Ch. vulgaris* на действие проб из зоны радиоактивного загрязнения и за ее пределами не выявлено.

Таким образом, нами показано, что все пробы воды из Течи, оказали токсическое воздействие на прирост микроводоросли, при этом токсичность образцов снижалась при разбавлении растворов. В то же время оценка по морфологическим показателям у ряски малой выявила токсичность только части исследуемых проб (рис. 3): наибольшее уменьшение размеров листочков наблюдали у растений, выращенных в пробе Т1, при этом проба Т5 не оказала негативного влияния на значение этого параметра у *Lemna minor*, несмотря на сходные валовые концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в воде основного водотока р. Течи на всем исследованном участке. Так, значение этого показателя для растений, выращенных в воде, отобранной в ближайшем к источнику загрязнения створе реки (Т1), на 29% меньше, чем выращенных в дистиллированной воде и контрольном образце. Значимые ( $p < 0,01$ ) отличия в длинах корней (рис. 4) отмечали также только для ряски, культивируемой в воде пробы Т1. Эти растения имели на 46% более короткие корни, чем растения, выращенные на контрольных образцах речной воды.

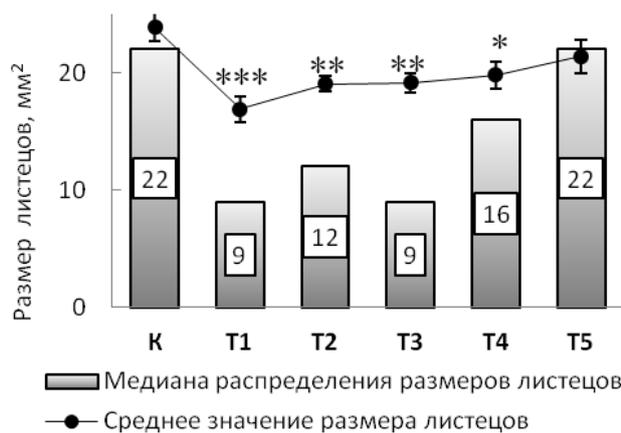


Рис. 3. Изменение размеров листочков у *Lemna minor* при выращивании в пробах воды из р. Течи (Т1–Т5) и р. Брусянки (К)

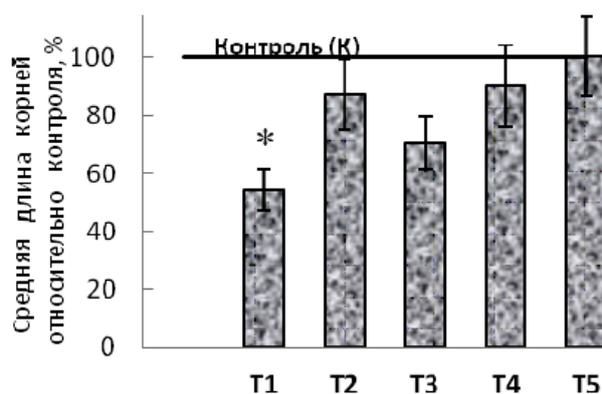


Рис. 4. Средняя длина корней растений *Lemna minor*, выращенных в пробах воды из р. Течи, относительно положительного контроля

Примечание к рис. 3–4: \* – отличия от среднего значения в контроле (К) достоверны при  $p < 0,1$ ; \*\* – при  $p < 0,01$ , \*\*\* – при  $p < 0,001$ .

Разная биологическая активность, а, следовательно, и токсичность содержащихся в природных водах макрокомпонентов, также металлов и радионуклидов, определяется не столько содержанием, сколько физико-химическими формами и степенью взаимодействия с другими компонентами среды. Неодинаковая насыщенность речных вод на разных участках исследованного водоема органическими веществами и другими природными ком-

плексообразователями может приводить к снижению биодоступности ионов токсикантов в разной степени для одноклеточных водорослей и высших водных растений. Еще одной причиной различий в наблюдаемых биологических эффектах могут быть морфологические отличия исследованных организмов. Например, слабое развитие сосудистой системы, развитая рыхлая паренхима с крупными межклеточными пространствами способствует накоплению металлов и радионуклидов в старых листецах ряски, снижая токсическое влияние на зоны роста как корня, так и побега. Таким образом, различная чувствительность тест-организмов, как и возможное проявление антагонистических или синергических реакций при воздействии на растения комплекса химических веществ, приводят к разному ответу биологических систем, что подтверждается результатами проведенного биотестирования проб речной воды.

### Литература

1. Трапезников А. В., Трапезникова В. Н. Пресноводная радиоэкология. Екатеринбург: АкадемНаука, 2012. 544 с.
2. СанПин 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)».
3. Метод комплексной оценки степени загрязнения поверхностных вод по гидрохимическим показателям. РД 52.24.643-2002. Росгидромет: Методические указания. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. 36 с.
4. Геология СССР. Т. XII. Пермская, Свердловская, Челябинская и Курганская области. Ч. I. Геологическое описание. Книга 2. М.: Недра, 1969. 304 с.
5. Лисовицкая О. В., Терехова В. А. Фитотестирование: основные подходы, проблемы лабораторного метода и современные решения // Доклады по экологическому почвоведению. 2010. Вып. 13. № 1. С. 1–18.
6. Шевченко В. А. Радиационная генетика одноклеточных водорослей (исследования на хлорелле). М.: Наука, 1979. 256 с.
7. Evseeva T., Geras'kin S., Maystrenko T., Brown J., Belykh E. Comparative estimation of  $^{232}\text{Th}$  and stable Ce (III) toxicity and detoxification pathways in freshwater alga *Chlorella vulgaris* // Chemosphere. 2010. V. 81. P. 1320–1327.
8. Берестина А. В., Рассказова М. М., Чиж Т. В. Использование *Lemna minor* L. в качестве тест-объекта для оценки химического и радиационного загрязнения // Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред: Материалы междунар. конф. М., 2013. С. 22.
9. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 (ПНД Ф 16.1:2.3:3.7-04) Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла.
10. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Section 2: Effects on Biotic Systems. Test No. 221: *Lemna* sp. Growth Inhibition Test.

## ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ СТОЧНЫХ ВОД ПРЕДПРИЯТИЯ АО «КИРОВСКИЕ КОММУНАЛЬНЫЕ СИСТЕМЫ» НА СОСТОЯНИЕ ВОДЫ р. ВЯТКИ

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

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

<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com

На состояние водных объектов влияют различные природные и техногенные факторы. Главным загрязнителем рек, прудов и озер, в том числе, и на территории нашего региона, являются ливневые и сточные воды. Загрязнение водоемов сточными водами различных предприятий влияет и на химический состав воды, и в целом на водную экосистему. Меняется величина рН, содержание фосфора, азота – главных биогенных элементов, определяющих продуктивность водоемов. Спектр загрязняющих веществ с каждым годом расширяется. В естественную биогенную среду водоемов поступают и многие специфические вещества: фенолы, бенз(а)пирен, поверхностно-активные, которые повышают токсичность воды, донных отложений, что может пагубно сказываться на флоре и фауне водоема.

По классу качества воды водные объекты Кировской области являются лучшими среди водотоков Приволжского федерального округа. За последние 5 лет наметилась четкая тенденция снижения количества водных источников, относящихся к 4 классу качества (грязная). С 2013 г. по 2015 г. снижение объема сброса сточных вод в реку Вятку в год составил в среднем 9,5%. Если в 2013 г. объем сброса сточных вод в р. Вятку составил 65,6 тыс. м<sup>3</sup>, то в 2015 г. этот показатель достигал значительно меньших объемов и составил 53,5 тыс. м<sup>3</sup> (рис. 1) [1].

На территории региона действует 14 выпусков сточных вод в р. Вятку, из них 12 работает с биологической и механической очисткой и 2 выпуска работают без очистки сточных вод [1].

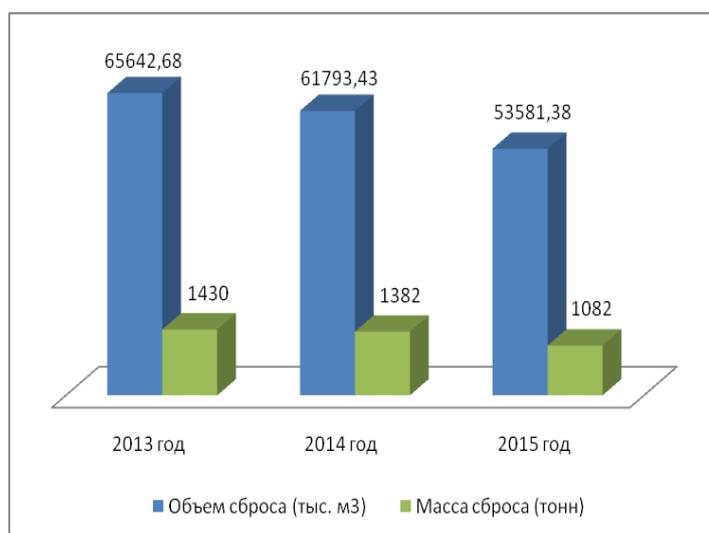


Рис. 1. Объемы и масса сброса сточных вод в р. Вятка в 2013–2015 гг.

Однако качество воды р. Вятка в 2015 г. по сравнению с прошлым годом ухудшилось практически на всем ее протяжении. Характерными загрязняющими веществами являлись железо и трудноокисляемые органические вещества, определяемые по величине ХПК. Среднегодовые концентрации трудноокисляемых органических веществ по величине ХПК были на уровне 2 ПДК на всей протяженности реки, средние за год концентрации железа превышали ПДК в 1,3–8,1 раза. Отмечена на разных участках реки загрязненность воды соединениями меди с превышением ПДК в 1,3–2,4 раза, фенолом с превышением ПДК в 1,1–4,1 раза, нефтепродуктами – на уровне 3 ПДК, нитратным азотом – на уровне 1,3 ПДК [1].

Целью нашей работы явилось изучение содержания соединений фосфора, анионных поверхностно-активных веществ (АПАВ), а также оценка токсичности воды реки Вятка в местах сброса сточных вод.

Пробы воды были отобраны в сентябре 2016 г. в месте сброса сточных вод предприятием АО «Кировские коммунальные системы», на расстоянии 500 метров выше и ниже точки сброса, а также до и после первичной очистки поступающей на предприятие воды.

Кислотность воды определяли потенциометрически, содержание фосфора общего и фосфат-ионов – фотометрически, содержание АПАВ – флуориметрически. Оценку токсичности проводили методом биоиндикации с использованием бактериальной биолюминисценции тест-системы «Эколюм» и тест-организмов дафний *Daphnia magna* Straus, предоставленными научно-исследовательской лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и Вятского государственного университета [2–6].

В ходе выполнения эксперимента были получены данные, которые отражены в таблице.

Таблица

**Кислотность, содержание фосфора общего, фосфат-ионов и АПАВ  
в исследуемых пробах воды**

Место отбора пробы	pH	Содержание Р общего, мг/л	Содержание PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/л	Содержание АПАВ, мг/л
До очистки	8,0±0,2	2,42±0,48	0,480±0,072	1,360±0,263
После первичной очистки	7,2±0,2	1,79±0,36	0,360±0,054	1,310±0,273
Выше 500 м сброса сточных вод	7,54±0,2	0,25±0,12	0,110±0,017	0,076±0,030
Точка сброса	6,94±0,2	1,04±0,26	2,506±0,251	0,128±0,038
Ниже 500 м сброса сточных вод	7,15±0,2	0,72±0,18	0,860±0,086	0,070±0,028

Полученные величины pH всех проб лежат в пределах 6,5–8,5, допустимых СанПиН 2.1.5.980-00, следовательно, сточная вода данного предприятия не вносит значительного изменения pH воды реки Вятки.

В соответствии с ГН 2.1.5.1315-03 содержание фосфатов не должно превышать 3,5 мг/л. Полученные в ходе эксперимента данные не превышают

допустимых значений, поэтому можно сделать вывод, что очистка сточных вод от фосфатов производится на допустимом уровне и не влечет за собой критически сильных загрязнений водной экосистемы фосфатами.

В соответствии с приказом № 20 от 18.01.2010 г. содержание АПАВ не должно превышать 0,5 мг/л после всех стадий очистки. Полученные в ходе эксперимента результаты удовлетворяют данному требованию, а значит загрязнение анионными поверхностно-активными веществами реки Вятки сточными водами АО «ККС» незначительно.

Однако следует отметить, что если содержание общего фосфора и АПАВ после первичной очистки, в местах сброса сточных вод и 500 м ниже по течению закономерно уменьшается, то содержание фосфат-ионов в месте сброса существенно, т. е. в 7 раз возрастает в сравнении с данными по этому показателю после первичной очистки сточных вод. Причиной этому может служить какой-либо дополнительный источник загрязнения в данном месте или сброс недоочищенных сточных вод.

При оценке токсичности с использованием лиофилизированных люминесцентных бактерий «Эколюм» и тест-организмов дафний было выявлено, что исследуемые образцы воды в местах сброса сточных вод не токсичны.

Таким образом, по результатам проведенных исследований можно сделать вывод, что сточная вода предприятия АО «Кировские коммунальные системы», отобранная в осенний период, отвечает установленным государственным требованиям. Но для более компетентной оценки влияния сточных вод на состояние реки Вятка необходимо продолжить исследования и по другим показателям, а также в паводковый и летний периоды.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

#### Литература

1. О состоянии окружающей среды Кировской области в 2012–2015 году. (Региональный доклад) / Под общей ред. А. В. Албеговой. Киров: ООО «Триада плюс», 2015.
2. Методика выполнения измерений массовой концентрации анионных поверхностно-активных веществ в пробах природной, питьевой и сточной воды флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02». Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды. М., 2009.
3. Методика определения интегральной токсичности поверхностных, в том числе морских, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных экстрактов почв, отходов, осадков сточных вод по изменению интенсивности бактериальной биолюминисценции тест-системой «Эколюм». М.: Министерство природных ресурсов РФ, 2010.
4. ПНД Ф 14.1:2.112-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации фосфат-ионов в пробах природных и очищенных сточных вод фотометрическим методом восстановлением аскорбиновой кислотой.

5. ПНД Ф 14.1:2.248-07. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовых концентраций ортофосфатов, полифосфатов и фосфора общего в питьевых, природных и сточных водах фотометрическим методом.

6. ФР.1.39.2007.03222. «Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний».

## **ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МАЛЫХ РЕК г. КИРОВА**

*М. В. Хорошавина, Т. А. Адамович, Д. В. Будина*

*Вятский государственный университет, khoroshavina.mariya@mail.ru*

Проблема охраны подземных и поверхностных вод – это проблема обеспечения пресной водой, пригодной для питья, орошения, водоснабжения промышленности, коммунального хозяйства. Ресурсы пресной воды ограничены во всем мире, их нехватку испытывают не только страны засушливой зоны, но и страны, по территории которых протекают мощные реки.

Среди водоохранных мероприятий особое место занимает проблема охраны малых рек, поэтому в последние годы резко возрос интерес к их ресурсам. Максимально приближенные к мощным потребителям, они не могут сдержать своим потенциалом самоочищения мощного потока техногенных нагрузок. От их водности и состояния зависит водность и качественное состояние больших рек [1].

Сегодня в России, как и во всем мире, наблюдается негативное состояние верхних звеньев речных систем – малые реки деградируют и отмирают. Причина – многообразная деятельность человека: сведение лесов, строительство, откачивание подземных вод и падение уровня грунтовых вод, сброс отходов сельскохозяйственного и промышленного производства и накопление в донных отложениях малых рек опасных биогенных химических загрязнений.

Проблемы малых рек бассейна р. Вятки достаточно типичны в целом и являются следствием высокой антропогенной нагрузки, вызванной интенсивной хозяйственной деятельностью, использованием рек для водоснабжения, обводнения и водоотведения [2].

Территория города Кирова составляет одну тысячную часть территории области. Здесь сосредоточена половина основных производственных мощностей. Промышленные предприятия, расположенные в водоохранной зоне, а также загрязненные ливневые стоки жилой и промышленной части города, оказывают отрицательное влияние на качество воды малых рек, протекающих в черте г. Кирова.

Целью работы является оценка экологического состояния малых рек города Кирова на примере рек Люльченка, Хлыновка, Плоская и Великая.

Объектами исследования явились реки Люльченка, Хлыновка, Плоская и Великая. Река Люльченка является левобережным притоком озера Белужье и впадает в нее на 12 км от устья. В верховьях и среднем течении река протекает по территории г. Кирова, где в нее осуществляют сброс сточных вод ряд

промышленных предприятий: ФГУП «Завод «Сельмаш»», ОАО «Веста», ОАО «Кировский маргариновый завод», ОАО «Кировский завод «Маяк», ОАО «Кировский машиностроительный завод 1 Мая», ОАО «ТГК № 5» (Кировский филиал ТЭЦ-4). В пределах городской территории в водоохранной зоне реки много мусора, отходов производства. Из-за неправильного регулирования русла в отдельных местах поймы заболочена.

Река Хлыновка является левобережным притоком р. Вятки и впадает в нее на 694 км от устья. В нижнем и среднем течении река протекает по территории г. Кирова, промышленные предприятия которого оказывают на нее негативное влияние; в верхнем течении – по незагрязненному ландшафту. В пределах городской территории непосредственно в реке, а так же во время обследования наблюдался мусор, свалки ТБО и отходов производства.

Река Плоская протекает по территории п. Коминтерновский Первомайского района г. Киров и является правобережным притоком р. Вятки, впадает в нее на 690 км от устья. В реку Плоская в черте населенного пункта п. Коминтерновский осуществляется выпуск производственных и хозяйственно-бытовых сточных вод от следующих предприятий: ООО «Водоочистка»; МУП «Водоканал» (ранее ООО «Водоотведение») [3, 4].

В качестве фона использовали пробы воды, отобранные из реки Великая. Это крупная водная артерия, которая является правым притоком Вятки. Исток этой полноводной реки находится примерно в 15 километрах от г. Мураши. В верховьях Великой на ее берегах наблюдается преимущественно лесная растительность. Русло имеет достаточно извилистую форму. На речных берегах имеются небольшие заливные озера и старицы. Бассейн реки Великой включает в себя развитую сеть притоков [5].

Точки отбора проб находились на территории, максимально удаленной от возможных источников воздействия, отбор осуществлялся в осенний период 2016 г.

Нами был проведен гидрохимический анализ проб воды данных водотоков. Для определения результатов гидрохимического анализа (цветность, запах, мутность) водотоков применялся органолептический метод [6].

В ходе анализа выяснилось, что вода в пробах из рек Люльченка, Хлыновка, Плоская имеет слабо-желтый оттенок, а в пробе реки Великой светло-желтый оттенок. Это обусловлено тем, что в реках присутствует большое количество песка, глины и прочих взвесей органического происхождения.

Характер и интенсивность запаха в реках Плоская и Великая слабый (землистый), а пробы из рек Люльченка и Хлыновка имеют отчетливый запах. В пробах из рек Хлыновка и Люльченка отмечено, что вода мутная – содержит взвешенные мелкодисперсные примеси.

Кроме того, в работе определяли ионный состав исследуемых проб воды методом ионной хроматографии. Результаты анализа представлены в таблице 1.

Таблица 1

**Результаты гидрохимического анализа водотоков**

Показатель	р. Хлыновка	р. Люльченка	р. Плоская	р. Великая
Водородный показатель рН	7,9±0,2	8,0±0,2	8,1±0,2	7,8±0,2
Нитраты, мг/л	7,5±0,05	6,6±0,05	3,9±0,05	0,13±0,05
Хлорид-ионы, мг/л	30,3±3,0	20,9±2,1	4,7±0,5	1,9±0,2
Сульфат-ионы, мг/л	32,6±3,3	20,2±2,0	7,1±0,7	3,2±0,3
Гидрокарбонаты, мг/л	325±33	378±38	275±28	128±13
Кальций, мг/л	85,2±6	92,2±7,4	54,1±4,3	30,1±2,4
Общая жесткость, мг-экв/л	6,5±0,3	7,1±0,4	4,5±0,2	2,1±0,1
Магний, мг/л	27,4±3,0	30,4±3,3	21,9±2,4	7,3±0,8
Содержание грубодисперсных примесей, г/л	0,03	0,04	0,02	0,02

В результате проведенных исследований установлено, что содержание ионов в реках Хлыновка и Люльченка превышает естественный фон (р. Великая). Выявлено превышение практически всех исследуемых показателей: нитраты – в 50,8–57,7 раз; хлорид-ионы – в 11–15,9 раз; сульфат-ионы – в 6,3–10,2 раз; гидрокарбонаты – в 2,5–2,9 раз; кальций – 2,8–3 раза; магний – в 3,7–4,2 раза. Максимальные концентрации определяемых ионов выявлены в пробе воды из реки Хлыновка. Большой вклад в загрязнение данных водотоков вносят промышленные предприятия г. Кирова.

Для определения содержания тяжелых металлов (цинка, свинца, меди, марганца, кадмия, никеля) в пробах воды применяли метод инверсионной вольтамперометрии. Результаты анализа проб воды на содержание тяжелых металлов представлены в таблице 2.

Таблица 2

**Содержание тяжелых металлов в пробах воды, мг/л**

Химический элемент	р. Хлыновка	р. Люльченка	р. Плоская	р. Великая
Cu	< 0,001	0,015±0,004	< 0,001	0,015±0,003
Zn	0,012±0,003	0,011±0,003	0,012±0,003	< 0,001
Ni	0,016±0,005	0,027±0,009	0,013±0,004	0,041±0,003
Mn	0,034±0,015	< 0,0005		
Pb	< 0,0005			
Cd	< 0,0005			

Установлено, что концентрации свинца, кадмия и меди во всех пробах не превышала фонового значения. Концентрация цинка превысила значения фона в пробах из рек Хлыновка, Люльченка и Плоская. Кроме того, наблюдается превышение фона по марганцу в пробе воды из реки Хлыновка.

Также в работе проводилось определение нефтепродуктов флуориметрическим методом. Превышение ПДК было отмечено в пробах воды из рек Хлыновка (1,2 раз), Люльченка (6,6 раз) и Плоская (2 раза). Это связано с тем, что загрязнение воды нефтепродуктами – явление очень распространенное. Промышленные стоки, аварии при нефтеперевозке, стоки с АЗС и автотранс-

порта – все это приводит к загрязнению поверхностных водотоков. Нефтепродукты опасны для здоровья и ухудшают органолептические качества воды.

Пробы воды из исследуемых водных объектов были протестированы на токсичность методом изменения интенсивности биолюминесценции бактерий на приборе «Биотокс – 10». Все исследуемые пробы являются не токсичными по данному тест-объекту.

Таким образом, по результатам проведенных исследований можно сделать вывод о том, что в пробах воды из рек Хлыновка, Люльченка и Плоская зарегистрированы высокие концентрации (по сравнению с фоном) по нескольким определяемым показателям: анионы  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , катионы  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ; цветность, запах, мутность; содержание тяжелых металлов (Cu, Ni, Mn) и нефтепродуктов. Превышение данных показателей говорит о том, что основными источниками нарушения экологического состояния малых рек являются промышленные предприятия, которые воздушным путем и сбросом стоков промышленных отходов загрязняют воды рек.

#### Литература

1. Природа, хозяйство, экология Кировской области, Киров: Кировский областной комитет по охране природы, 1996. 591 с.
2. Оценка состояния малых рек г. Кирова под воздействием антропогенных факторов. Киров: ОГУ «ВятНТИЦМП», 2005.
3. Гидрохимическое заключение по реке Плоская. Киров: КОГБУ «ВятНТИЦМП», 2016.
4. «Информация по запасам подземной воды по микрорайону «Коминтерновский» и по качеству р. Плоская. Киров: КОГБУ «ВятНТИЦМП», 2016.
5. Госконцерн Центринжсельстрой «Кировгипроводхоз» // Проект установления водоохранных зон и прибрежных полос малых рек бассейна р. Великой Кировской области. Киров, 1992.
6. Стойкова Е. Е., Медянцева Э. П., Евтюгин Г. А. Гидрохимический анализ. Казань: Казанский (Приволжский) федеральный университет, 2010. 49 с.

### ОСЕННЕ-ЗИМНЯЯ ДИНАМИКА ИОННОГО СОСТАВА И СОДЕРЖАНИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ В ВОДЕ ИЗ РОДНИКОВ г. КИРОВА

*С. Г. Скугорева<sup>1,2,4</sup>, И. А. Домрачев<sup>3</sup>, Л. И. Домрачева<sup>2,4</sup>*

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

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

*<sup>3</sup> Кировский лицей естественных наук,*

*<sup>4</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
skugoreva@mail.ru*

В связи с увеличением техногенной нагрузки на окружающую среду нередко происходит загрязнение грунтовых вод, которые всегда считались наиболее чистыми на планете. В качестве индикатора их состояния можно использовать данные о качестве родниковой воды. Причины загрязнения

родниковой воды в черте города – близкое расположение к автомагистралям, гаражам, свалкам. Несмотря на это в любом городе территория вблизи родников и сами родники – одни из любимых мест отдыха в любое время года, так как многие родники являются незамерзающими.

У жителей и гостей г. Кирова наиболее популярен родник у Трифонова монастыря, вода из него считается «святой» и используется для омовения и питья. Не менее популярен родник в парке у Диорамы. Ранее горожане брали для питья и воду из родника в овраге Засора. Однако в настоящее время территория вокруг родника загрязнена бытовыми отходами, и родниковая вода пользуется меньшим спросом.

Целью работы было выявить динамику ионного состава и содержания микроорганизмов в родниковой воде и природниковых водоемах (г. Киров).

Для анализа в октябре 2016 г. и январе 2017 г. в стерильные емкости отобрана вода из 3-х источников на территории г. Кирова – родник у Диорамы, родник в овраге Засора, родник Трифонова монастыря, воду также отбирали из природниковых водоемов, в которые стекает вода из родников (у Трифонова монастыря и Диорамы).

Определение массовой концентрации ионов в воде проводили методом ионной хроматографии на хроматографе «Стайер», водородный показатель измеряли на рН-метре-иономере «Эксперт-001», электропроводность – на кондуктометре «Cond 340i». Микробиологический анализ воды проводили методом глубинного посева на среду МПА (мясо-пептонный агар) в трехкратной повторности.

В ходе анализа воды на содержание ионов были получены следующие данные (табл. 1). По уровню кислотности родниковую воду можно отнести к слабощелочной, водородный показатель изменялся от 7,2 до 8,0 ед., что в пределах показателей норматива. Если сравнивать значения рН по сезонам, то немного выше показатель был в октябре (на 0,1–0,5 ед.), исключение составил родник у Диорамы.

По электропроводности воды можно оценивать общее содержание ионов. Максимум электропроводности установлен для родника у Трифонова монастыря, минимум – для родника и природникового водоема у Диорамы. В целом, в январских пробах электропроводность воды ниже, чем в октябрьских. Стабильным значением отличалась электропроводность родниковой воды из Трифонова монастыря – 1043 мкСм/см.

Содержание ионов натрия в исследуемой воде варьировало не сильно и составляло 40–61 мг/л. Достоверных различий в концентрации  $\text{Na}^+$  по сезонам не выявлено. По сравнению с другими ионами концентрация катионов калия во всех пробах была невелика. Наибольшее значение составило содержание калия в воде из родника в овраге «Засора» – 8,8–11,3 мг/л, что выше, чем в других пробах в 2,6–6,7 раза. В январе пробы содержали ионов калия в 1,20–1,85 раза меньше, чем в октябре.

Содержание катионов магния во всех пробах не превышало ПДК. Зимой магния в пробах содержалось несколько меньше, чем осенью. Наиболее

стабильными значениями отличались пробы из Трифонова монастыря (41 мг/л).

Таблица 1

**Ионный состав воды из родников и природниковых водоемов**

Расположение	Объект	Э	pH	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Ж	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	
Трифонов монастырь	Р	1	1043	7,6	48±7	2,02±0,30	41±4	149±15	<b>10,8</b>	54±5	<b>51±8</b>	105±11
		2	1043	7,5	59±9	1,69±0,25	41±4	123±12	<b>9,5</b>	50±5	45±7	106±11
	В	1	1050	7,8	57±9	2,9±0,4	41±4	149±15	<b>10,8</b>	58±6	44±7	109±11
		2	1023	7,4	61±9	1,75±0,26	43±4	127±13	<b>9,9</b>	47±5	42±6	99±10
Диорама	Р	1	644	7,2	44±7	2,35±0,35	26,3±2,6	133±13	<b>8,8</b>	62±6	<b>95±14</b>	77±8
		2	574	7,8	41±6	1,73±0,26	16,2±1,6	68±7	4,7	27,0±2,7	19,6±2,9	35,4±3,5
	В	1	627	7,7	40±6	3,4±0,5	19,6±2,0	97±10	6,5	36±3,6	27±4	73±7
		2	579	7,6	42±6	1,84±0,28	16,6±1,7	68±7	4,8	27,8±2,8	19,0±2,8	38,6±3,9
Овраг Засора	Р	1	965	8,0	49±7	11,3±1,7	26,9±2,7	151±15	<b>9,8</b>	55±6	<b>69±10</b>	88±8
		2	896	7,5	56±8	8,8±1,3	24,1±2,4	112±11	<b>7,6</b>	43±4	<b>53±8</b>	82±8
Норматив		–	6–9	200	–	50	–	7	350	45	500	

Примечание: Р – родник, В – природниковый водоем, 1 – октябрь 2016 г., 2 – январь 2017 г.; Э – электропроводность, мкСм/см, pH – показатель кислотности, в относительных единицах (погрешность 0,1 ед.), Ж – общая жесткость (определена расчетным методом), ммоль/л, для ионов приведена массовая концентрация в мг/л; жирным шрифтом выделены значения, превышающие норматив.

Концентрация Ca<sup>2+</sup> во всех пробах была выше по сравнению с другими катионами, она составила 68–151 мг/л. Меньшие количества ионов кальция определены в январе. Особенно резки были сезонные различия (в 1,4–1,5 раза) в содержании Ca<sup>2+</sup> в роднике и природниковом водоеме у Диорамы.

В пробах воды, отобранных у Трифонова монастыря и в овраге Засора, общая жесткость воды составила 7,6–10,8 ммоль/л, что превышает норматив для питьевой воды. Наиболее мягкой является вода у Диорамы, исключение составила проба, отобранная из родника в октябре. В целом, с октября по январь произошло снижение жесткости воды.

Содержание хлоридов во всех проанализированных пробах было не высоко, варьировало в пределах от 27 до 62 мг/л, что ниже норматива в 13 и 5,6 раза соответственно. Концентрация сульфат-ионов в пробах воды колебалась в более широких пределах: от 35,4 до 109 мг/л, и была в пределах ПДК. При анализе данных с октября по январь можно отметить снижение количества хлоридов, особенно это заметно для родника у Диорамы.

Содержание нитратов в октябрьских пробах воды из всех родников превышало ПДК для питьевой воды до 2,1 раза. В январе, лишь в роднике Засора содержание данных ионов по-прежнему превышало норматив. В других пробах концентрация нитратов была ниже по сравнению с январем и ниже ПДК.

Если сравнивать ионный состав родниковой воды и воды из природниковых водоемов, в которые она попадает, то можно отметить, что он в основном идентичен (значения концентраций находятся в пределах ошибки измерения). Однако, в октябре в отношении нитрат-ионов в пробах, отобранных у Диорамы, различие в содержании ионов составило 3,5 раза: в роднике нитратов 95 мг/л, а в водоеме их небольшое количество – 27 мг/л. Такая же особенность наблюдалась в концентрации ионов кальция и хлорид-ионов – в роднике они были выше в 1,4–1,7 раза по сравнению с водоемом. Данный факт позволяет предположить, что родниковая вода загрязнена, причиной могут быть загрязненные грунтовые воды.

Сравнительный анализ результатов количественного учета микроорганизмов в родниковой воде, отобранной в октябре 2016 г. [1] и январе 2017 г. (табл. 2) показал, что в родниковой воде произошло существенное снижение численности микроорганизмов: в 7,5 раз у Диорамы, в 16 раз в овраге Засора и в 84 раза у Трифонова монастыря (родник) и в 304 раза (природниковый водоем). Следовательно, в январе вся исследуемая родниковая вода относится к категории «предельно чистая» и соответствует качеству питьевой воды «хорошая».

Таблица 2

**Численность микроорганизмов в родниковой и природниковой воде**

Водный источник	Численность микроорганизмов, КОЕ/мл	
	октябрь	январь
Родник у Трифонова монастыря	227±21	2,7±0,5
Водоем у Трифонова монастыря	700±100	2,3±0,5
Родник у Диорамы	75±11	10,0±1,0
Водоем у Диорамы	800±100	2770±250
Родник в овраге Засора	88±12	5,7±1,1

Противоположная картина наблюдается при исследовании качества воды в водоеме у Диорамы – в январе численность микроорганизмов в 1 мл воды увеличилась в 3,5 раза, по сравнению результатами микробиологического анализа, проведенного в октябре. Одним из возможных объяснений является гнездование диких уток в Кировском парке, где находится Диорама.

Таким образом, в содержании большинства исследованных ионов наблюдается осенне-зимняя динамика. В январе в пробах содержание ионов калия, кальция, хлоридов, нитратов и сульфатов ниже, чем в октябре. Наиболее стабильным ионным составом отличается вода родника у Трифонова монастыря, наименее – вода родника у Диорамы. Природниковые водоемы мало отличаются по ионному составу от родников. Исключение составил родник у Диорамы, вода которого содержала в октябре нитратов, хлоридов и ионов кальция в 1,4–3,5 раза больше, чем водоем.

В ходе микробиологического анализа установлено, что в январе в родниковой воде произошло снижение численности микроорганизмов в 7,5–84 раза. Численность микроорганизмов природниковых водоемах в октябре была в 3–10 раз выше, чем в родниках. В январе для Трифонова монастыря

различий между водоемом и родником не выявлено, а для Диорамы численность микроорганизмов была в 277 раз выше, чем в роднике. Причиной может быть загрязнение воды продуктами жизнедеятельности диких уток в Кировском парке, где находится Диорама.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.*

#### Литература

1. Скугорева С. Г., Домрачев И. А., Домрачева Л. И., Фокина А. И. Химический состав и содержание микроорганизмов в воде из родников г. Кирова // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. Киров: ООО Изд-во «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 310–315.

### ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКАЯ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПРУДОВ

*Е. И. Максимова<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*

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

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

На территории Кировской области имеется свыше 1000 озер, 1980 родников, площадь прудов и водохранилищ составляет 12994 га. Малые водоемы, пруды и озера на территориях городских агломераций, в населенных пунктах и вблизи их несут на себе высокую техногенную нагрузку. Во-первых, водные экосистемы прудов и озер находятся под постоянным стрессом вследствие поступления в них ливневых и сточных вод; во-вторых, это места отдыха людей (купание, рыбалка и др.), вследствие чего происходит загрязнение береговой линии и воды. Кроме того, население здесь зачастую полщет белье, занимается мойкой автомашин, разводит костры. Особенно большую опасность представляют свалки бытовых и других вредных отходов по берегам водоемов, так как в период весеннего половодья они попадают в воду.

По берегам малых рек, прудов и озер должна выделяться прибрежная полоса шириной 200–300 м, на которой строго ограничивается хозяйственная деятельность – распашка земель, выпас скота, применение ядохимикатов и удобрений, строительство производственных объектов, баз отдыха, дачных участков. Прибрежная полоса, как правило, должна быть занята древесно-кустарниковой растительностью. Однако в большинстве случаев на наших малых водоемах, прудах и озерах прибрежная полоса имеет максимальную техногенную нагрузку.

По сравнению с большими реками, озерами и водохранилищами малые водоемы остаются наименее исследованными. Еще К. Ф. Рулье утверждал, что все процессы можно изучать и в ближайшем болотце. И именно малые

пруды – те «болотца», в которых отражаются все самые характерные и ключевые факторы, оказывающие влияние на большинство водных экосистем. При этом некоторые из них наиболее ярко проявились и проявляются именно на малых водотоках. Поэтому исследование экологического состояния малых водоемов, прудов и озер на территориях городских агломераций, в сельских населенных пунктах и вблизи их, проведение экологического мониторинга на постоянной основе является актуальной задачей. Кроме того, проведение данных мероприятий имеет большое социальное и практическое значение.

Целью нашей работы является оценка качества воды малых прудов Кировской области на примере двух Катаевских прудов г. Нолинска и нижнего пруда у Диорамы г. Кирова.

Под качеством воды в целом понимается характеристика ее состава и свойств, определяющая ее пригодность для конкретных видов водопользования (ГОСТ 17.1.1.01–77), при этом критерии качества представляют собой признаки, по которым производится оценка качества воды.

Отбор проб воды производился в весенне-осенний период с 2014 по 2016 гг. в двух Катаевских прудах города Нолинска Кировской области и в Нижнем пруду у Диорамы в городе Кирове.

Для оценки качества воды малых прудов применяли комплекс методов, включающий в себя физико-химические и биологические исследования. Анализ проб воды проводили по аттестованным методикам [1–10] в аккредитованной научно-исследовательской лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и Вятского государственного университета.

В ходе эксперимента определяли величину рН, электропроводности, запаха, цветности, содержание ионов аммония, нитрат-, нитрит- и фосфат-, силикат-ионов, катионов железа (II), (III) и общего, перманганатной окисляемости. Для определения токсичности проб воды экспресс-методом была использована методика определения токсичности воды по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Биотестер» (ПНД Ф Т 14.1:3:4.2-98 (ред. 2010 г.)). Чтобы учесть совместное действие нескольких загрязняющих веществ, рассчитывается общий относительный уровень загрязнения  $S$  как сумма относительных уровней загрязнения по каждому из них:

$$S = \sum S_i = C_1/ПДК_1 + C_2/ПДК_2 + \dots + C_n/ПДК_n$$

где  $C_i$  – фактическая концентрация  $i$ -го вещества, а ПДК – его предельно допустимая концентрация. Нормой считается, если выполняется условие  $S \leq 1$ .

Исходя из полученных данных по показателю общего относительного уровня загрязнения воды, можно говорить о том, что во всех изучаемых нами прудах вода является «загрязненной» (рис.).

**Оценка качества вод для описания экологического состояния  
малых прудов по показателю общий относительный уровень  
загрязнения S**

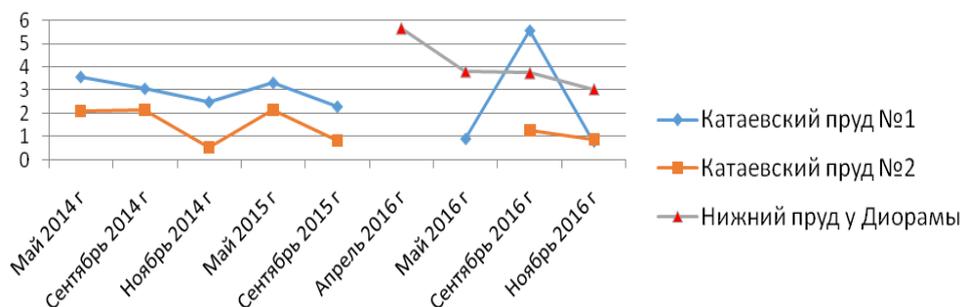


Рис. Диаграммы оценки качества воды исследуемых прудов

Наиболее загрязненной является вода в Нижнем пруду у Диорамы, уровень загрязнения  $S$  по общей сумме относительных уровней загрязнения по каждому из загрязняющих веществ достигает значений от 3 до 5,5, при норме  $S \leq 1$ . Относительно чище вода в Катаевском пруду № 2. Однако и здесь показатель общего относительного уровня загрязнения  $S$  находится в пределах 0,5 до 2. При этом в 2014–2015 гг. наибольшие значения данного показателя в двух исследуемых Катаевских прудах достигали в паводковый весенний период, в то время как в Катаевском пруду № 1 в сентябре 2016 г. зафиксирован максимум показателя уровня загрязнения воды  $S \leq 6$ .

Полученные результаты исследования состояния малых прудов были переданы руководителю экологического лагеря в г. Нолинске Блиновой И.А. и на основании результатов исследований в 2015 г. были проведены участниками экологического лагеря акции по очистке малых водоемов в г. Нолинске в летний период.

Работая над данным проектом, имеется не только уникальная возможность отслеживания экологического состояния малых водоемов, но и информирования жителей городов, населенных пунктов об их состоянии, и тем самым привлечения в дальнейшем к проведению мероприятий по очистке прудов и озер и их береговой линии.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

### Литература

1. РД 52.24.496-2005. Температура, прозрачность и запах поверхностных вод суши. Методика выполнения измерений.
2. РД 52.24.497-2005. Цветность поверхностных вод суши. Методика выполнения измерений фотометрическим и визуальным методами.
3. ГОСТ 3351-74. Вода питьевая. Методы определения вкуса, запаха, цветности и мутности.

4. ПНД Ф 14.1:2.1-95. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера.

5. ПНД Ф 14.1:2.3-95. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации нитрит-ионов в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Грисса.

6. ПНД Ф 14.1:2.4-95. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации нитрат-ионов в природных и сточных водах фотометрическим методом с салициловой кислотой.

7. ПНД Ф 14.1:2.112-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации фосфат-ионов в пробах природных и очищенных сточных вод фотометрическим методом восстановлением аскорбиновой кислотой.

8. РД 52.24.433-2005. Массовая концентрация кремния в поверхностных водах суши. Методика выполнения измерений фотометрическим методом в виде желтой формы молибдодокремниевой кислоты.

9. ПНД Ф 14.1:2.50-96. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации общего железа в природных и сточных водах фотометрическим методом с сульфосалициловой кислотой

10. ПНД Ф 14.1:2.4.154-99. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений перманганатной окисляемости в пробах питьевых, природных и сточных вод титриметрическим методом.

## **ОПРЕДЕЛЕНИЕ ИОННОГО СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В РАЙОНЕ г. СОВЕТСКА**

*А. С. Клецов<sup>1</sup>, Т. А. Адамович<sup>1</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1,2,3</sup>, Т. И. Кутявина<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*

Природные воды – важнейший компонент окружающей среды, возобновляемый, ограниченный природный ресурс. Антропогенное воздействие на них приводит к необходимости учета факторов риска для здоровья населения в связи с загрязнением воды и ихтиофауны.

Кировская область обладает значительными водными ресурсами, основу которых составляют ресурсы речного стока и пресные подземные воды. В области насчитывается 19753 реки общей протяженностью 66,6 тыс. км. Большинство водотоков в области представлено ручьями и малыми реками, а большие реки – их верховьями [1].

В качестве объектов исследования были выбраны водные объекты, расположенные вблизи г. Советска. Город 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. К границам города также примыкают реки Немда и Чернушка.

Отбор проб воды был проведен в осенний период 2016 года (сентябрь – октябрь) в шести точках из трех водных объектов вблизи г. Советска (рис. 1).



Рис. 1. Карта-схема точек отбора проб воды из водных объектов  
вблизи г. Советска

Примечание: 1 – автомобильный мост через р. Немда около с. Ильинск; 2 – автомобильный мост через р. Немда около д. Родыгино; 3 – берег р. Пижма около д. Пирогово; 4 – автомобильный мост через р. Вятка; 5 – пляж на р. Вятка в микрорайоне Жерновогорье; 6 – пешеходный мост в микрорайон Жерновогорье через р. Пижма.

В отобранных пробах воды определяли содержание катионов ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ) и анионов ( $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), общее железо, водородный показатель и электропроводность. Определение массовой концентрации ионов в воде проводили методом ионной хроматографии на хроматографе «Стайер», водородный показатель измеряли на рН-метре-иономере «Эксперт-001», электропроводность – на кондуктометре «Cond 340i». Определение содержания общего железа проводили фотометрическим методом.

В зависимости от назначения водного объекта устанавливаются различные значения предельно допустимых концентраций (ПДК) веществ в воде. Исследуемые водные объекты относятся к объектам хозяйственно-питьевого и культурно-бытового значения [2].

По уровню кислотности исследуемые пробы воды можно отнести к водам со слабощелочной реакцией среды (7,63–8,02). Электропроводность воды

варьировала от 252 до 763 мкСм/см. По такому показателю как электропроводность можно оценивать общее содержание ионов. Максимальные значения электропроводности отмечены в пробах № 1, 2 и 6, отобранных вблизи автомобильных мостов.

В ходе анализа воды на содержание катионов и анионов были получены следующие данные (табл. 1, 2).

Таблица 1

**Содержание анионов в воде водных объектов вблизи г. Советск**

Точки отбора проб	Содержание анионов, мг/л			
	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
1	0,37±0,06	13,8±1,4	4,2±0,6	160±16
2	0,30±0,04	16,1±1,6	3,7±0,6	156±16
3	0,151±0,023	7,2±0,7	0,77±0,12	13,9±1,4
4	н/о	5,2±0,5	2,0±0,3	11,3±1,1
5	н/о	5,3±0,5	1,85±0,28	11,3±1,1
6	н/о	12,6±1,3	3,9±0,6	114±11
ПДК [2]	–	350	45	500

Примечание: н/о – ниже предела обнаружения.

Анализируя данные таблицы 1, можно отметить, что преобладающими анионами в составе вод всех исследуемых водных объектов является сульфаты, наибольшее содержание которых максимально в точках отбора проб № 1 (160 мг/л), № 2 (156 мг/л) и № 6 (114 мг/л), но оно не превышает ПДК. В точках № 3, № 4 и № 5 содержание SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> на порядок меньше и составляет около 12 мг/л.

Аналогичная ситуация наблюдается в отношении хлорид-ионов, концентрация которых в разы меньше концентрации сульфат-ионов. Наибольшее содержание отмечается в точках № 1, 6. Содержание нитрат-ионов не превышает ПДК ни в одной из точек отбора проб. Концентрация фторидов не превышает 1 мг/л, в некоторых исследуемых пробах она находится ниже предела обнаружения метода ионной хроматографии.

Содержание катионов во всех исследуемых пробах воды не превышало ПДК, за исключением катиона аммония NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Превышение ПДК по катиону аммония NH<sub>4</sub><sup>+</sup> отмечено в половине проб (№ 1, 2 и 5), оно составило 1,6–3,1 раза. Высокие значения концентраций ионов аммония могут быть связаны с загрязнением поверхностных и подземных вод бытовыми и сельскохозяйственными стоками.

Установлено, что гораздо выше всех компонентов в исследуемых пробах концентрация ионов кальция Ca<sup>2+</sup>. Концентрация ионов кальция имеют большой диапазон колебаний: от наименьшей в пробе № 4 (36,0 мг/л) до максимальной концентрации в пробах № 1 и 2 (137 мг/л). Содержание катионов Sr<sup>2+</sup> в исследуемых пробах было ниже предела обнаружения метода ионной хроматографии.

Таблица 2

**Содержание катионов в воде водных объектов вблизи г. Советск**

Точки отбора проб	Содержание катионов, мг/л						
	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Ж	Fe <sub>общ</sub>
1	14,2±2,1	<b>3,05±0,31</b>	2,7±0,4	22,9±2,3	137±14	<b>8,7</b>	н/о
2	13,0±1,9	<b>4,1±0,4</b>	1,66±0,25	23,6±2,4	137±14	<b>8,8</b>	<b>0,74±0,19</b>
3	15,3±2,3	1,76±0,18	1,66±0,25	13,0±1,3	56±6	3,9	н/о
4	9,8±1,5	1,52±0,15	1,43±0,22	7,5±0,8	36,0±3,6	2,4	<b>2,0±0,5</b>
5	10,2±1,5	<b>4,6±0,5</b>	1,27±0,19	7,5±0,7	37,0±3,7	2,5	<b>1,05±0,26</b>
6	14,2±2,1	1,37±0,14	3,2±0,5	21,6±2,2	118±12	<b>7,7</b>	н/о
ПДК [2]	200	1,93 (1,5 по азоту)	–	50	–	7*	0,3

Примечание: н/о – ниже предела обнаружения, жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК; Ж – общая жесткость, ммоль/л (определена расчетным путем), \* – норматив по СанПин 2.1.4.1074-01.

Установлено превышение ПДК по содержанию общего железа в пробах № 2, 4, 5 в 2,5–6,7 раз. Железо может попадать в воду при растворении горных пород подземными водами. Кроме того, повышенное содержание железа может быть связано с поступлением в водоемы сточных вод предприятий металлургической, металлообрабатывающей, текстильной, лакокрасочной промышленности и с сельскохозяйственными стоками.

При сравнении полученных результатов со значениями ПДК можно заключить, что во всех шести точках отбора проб содержание ионов находится в допустимых пределах, за исключением ионов аммония NH<sub>4</sub><sup>+</sup> и общего железа.

Таким образом, в половине отобранных проб воды были отмечены высокие концентрации NH<sub>4</sub><sup>+</sup> и общего железа, что может быть связано с загрязнением поверхностных и подземных вод бытовыми и сельскохозяйственными стоками. Пробы № 1, 2 и 6 имеют наибольшую электропроводность, ввиду того что относительно высоко содержание кальция, магния (жесткость выше нормы) и сульфатов. Следовательно, только проба № 3, отобранная вблизи берега реки Пижма около д. Пирогово удовлетворяет нормам ПДК. Изучение качества воды рек по отдельным химическим показателям позволяет проводить сравнительный анализ водотоков и выявить те из них, которые подвержены наибольшему антропогенному влиянию.

*Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых ученых – кандидатов наук (МК-2120.2017.5).*

**Литература**

1. Энциклопедия земли Вятской. Т. 7. Природа. Изд. Областная писательская организация администрации Кировской области. 1997. 606 с.
2. ГН 2.1.5.1315-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

## ХИМИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ВОД ОЗЕРА «КРИВОЕ» ЗАПОВЕДНИКА «НУРГУШ»

*Е. В. Князева<sup>1</sup>, Т. А. Адамович<sup>2</sup>, С. Г. Скугорева<sup>2,3</sup>*

<sup>1</sup> Государственный заповедник «Нургуш»,

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

<sup>3</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Заповедник «Нургуш» расположен в Котельничском районе Кировской области. Он создан для охраны пойменных комплексов реки Вятки: многочисленных озер и хвойно-широколиственных лесов [1]. Исследования, проводимые на особо охраняемых природных территориях (ООПТ), направлены на инвентаризацию природных комплексов и их компонентов, экологический мониторинг, изучение естественной динамики биоценозов.

Во время весеннего паводка происходит разлив р. Вятки, и затопление 98–100% территории заповедника, что может привести к ухудшению качества воды в озерах. В качестве объекта гидрохимического анализа было выбрано озеро Кривое – одно из наиболее отдаленных от р. Вятки водоемов. Это одно из самых протяженных озер заповедника – длина береговой линии около 9 км, и наиболее мелких озер – наибольшая глубина 220 см.

Отбор проб производили в июне 2016 г., после спада весеннего паводка. Пробы отбирали в двух точках, с двух глубин: у поверхности (0,3 м) и с глубины (1,5 м). С глубины отбор проб проводили стеклянным батометром. Пробы отбирали в полиэтиленовые бутылки объемом 1,5 л.

Анализ проб проводился в научно-исследовательской экоаналитической лаборатории ВятГУ. Определение основных ионов проводили на жидкостном хроматографе «Стайер». Величину водородного показателя измеряли рН-метром, электропроводность – портативным кондуктометром Cond 340i. Анализ проб воды на тяжелые металлы ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ) выполнен методом атомно-абсорбционной спектроскопии.

Полученные концентрации ионов сравнивались с ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения, так как озера заповедника играют важную роль в пополнении рыбных запасов р. Вятки [2].

Установлено, что по активной реакции среды воды соответствуют категории от нейтральных на глубине 1,5 м до слабощелочных у поверхности (7,25–7,84). Электропроводность воды является критерием общего содержания ионов. Данный показатель варьировал в пределах от 119,8 до 126,9.

В пробах воды из оз. Кривое определяли содержание анионов и катионов (табл.).

Анионный состав вод озера Кривое в двух точках мало отличается. Наибольшее различие отмечено для хлоридов и фторидов в 1 т., оно составило 0,50 и 0,37 мг/л соответственно. Концентрации в обеих точках были в пределах ПДК. Различия по глубинам также не велики. Причем, концентрация хлоридов выше у поверхности, а сульфатов – на глубине 1,5 м.

Таблица 1

**Содержание катионов и анионов в пробах воды из оз. Кривое, мг/л**

№ точки	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>
1 (0,3 м)	0,50±0,08	2,42± 0,24	0,136± 0,020	5,5± 0,6	3,9±0,6	0,21±0,05	0,99±0,19	2,6±0,5	11,9±1,2
1 (1,5 м)	0,185± 0,028	1,72± 0,17	0,43± 0,07	6,1± 0,6	4,3±0,6	0,19±0,05	0,75±0,15	2,7±0,5	11,9±1,9
2 (0,3 м)	0,131± 0,020	1,87±0, 19	0,119± 0,018	5,2± 0,5	4,3±0,6	0,19±0,05	1,13±0,17	2,8±0,6	12,3±1,3
1 (1,5 м)	0,34±0,05	1,85±0, 19	0,022± 0,003	5,7± 0,6	3,8±0,6	0,146± 0,04	0,54±0,11	2,6±0,5	11,8±1,2
ПДК [2]	–	300	9	100	200	0,5	–	50	–

Преобладающим анионом в составе вод исследуемых озер является сульфат-ион, содержание которого немного выше на глубине 1,5 м – 6,1 и 5,7 мг/л, чуть ниже у поверхности – 5,5; 5,2 мг/л. Максимальные значения концентраций сульфатов были намного ниже норм ПДК.

Содержание хлорид-ионов немного выше у поверхности, в особенности в 1 т. – 2,42 мг/л. Так как ПДК хлорид-ионов в природных водах составляет 300 мг/л, а содержание в озере невысоко, это позволяет говорить о «следовом» присутствии данного аниона. В меньших количествах в водах обнаружено нитратов. Концентрация их не превышала 1 мг/л, при ПДК 40 мг/л.

Различия содержания катионов в разных точках и глубинам также не велики. Наибольшая концентрация отмечена для катионов кальция во всех исследуемых пробах (11,8–12,3 мг/л). Максимальное значение катионов натрия (4,3 мг/л) отмечено на глубине 1,5 м. Концентрация магния в пробах примерно одинакова, она максимальна во 2 точке у поверхности. Катионы калия содержатся в значительно меньших количествах. Содержание катионов аммония также находится в пределах ПДК. Содержание катионов Sr<sup>2+</sup> в исследуемых пробах было ниже предела обнаружения метода ионной хроматографии (1 мг/л).

Анализ проб на содержание тяжелых металлов показал наличие лишь ионов кадмия. Он отмечен на глубине 1,5 м в обеих точках. В первой точке концентрация кадмия не превысила ПДК – 0,003 мг/л. Во второй точке выявлено небольшое превышение ПДК в 1,4 раза.

По результатам проведенных исследований можно говорить о том, что химический состав воды оз. Кривое Государственного природного заповедника «Нургуш» по большинству показателей находится в пределах нормы. В одной пробе выявлено небольшое превышение ПДК в 1,4 раза по содержанию катиона кадмия.

**Литература**

1. Летопись природы заповедника «Нургуш» за 1995–1996 гг. Кн. 1. Боровка, 2000. 307 с.

2. 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».

## ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ р. МОНАГА

*А. Д. Новоселова<sup>1</sup>, Н. М. Ятманова<sup>2</sup>, О. В. Малюта<sup>1</sup>, В. И. Таланцев<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Поволжский государственный технологический университет,  
*anutanowoselova@yandex.ru, olgamal@list.ru, TalancevVI@volgatech.net*

<sup>2</sup> Казанский государственный аграрный университет,  
*nadegda827@yandex.ru*

На территории нашей страны протекает большое количество малых рек, которые не являются объектами пристального внимания. Но, как известно, без маленьких речушек не бывает больших, все они начинаются с малых и подпитываются ими. К сожалению, в последние годы состояние малых рек ухудшилось.

Самой длинной рекой республики Марий Эл является Малая Кокшага, имеющая более 20 притоков. Воды реки используются для хозяйственных, рекреационных целей, а так же для водоснабжения некоторых населенных пунктов. Водотоки испытывают различное антропогенное воздействие, как по видам, так и по интенсивности. Целью данных исследований являлось определение вклада притоков реки Малая Кокшага в ее загрязнение.

К наиболее крупным притокам относится р. Монага. Длина реки – 27 км, площадь ее водосборного бассейна – 194 км<sup>2</sup> [1]. Река протекает через 11 населенных пунктов, впадает в р. М. Кокшага в черте г. Йошкар-Ола, примерно в 9 км к северо-востоку от центра города.

Негативное воздействие на природный объект могут оказывать хозяйственные стоки с территории населенных пунктов; сельскохозяйственные угодья, которые располагаются вдоль русла рек, начиная практически от истока и до самого устья; крупный животноводческий комплекс ЗАО племзавод «Семеновский», который расположен в среднем течении реки, кроме этого, через р. Монага имеется несколько автомобильных мостов.

Для определения степени загрязнения р. Монага летом 2016 г. были отобраны пробы воды и донных отложений в следующих точках: 1) у истока реки (д. Манан-Мучаш); 2) в районе очистных сооружений (ОС) п. Азаново; 3) в устье реки Монага (д. Якимово). Кроме этого были отобраны пробы сточных вод после очистки на ОС. В ходе исследований были использованы методы экологического мониторинга (химические и биологические – биотестирование) [2, 3].

Результаты химического анализа показали, что по гидрохимическим показателям превышения ПДК не наблюдается, хотя значения содержания азотных соединений приближается к допустимым уровням (табл. 1).

Таблица 1

**Содержание загрязняющих веществ в воде р. Монага, мг/л**

Объект	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Fe <sub>общ.</sub>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Устье р. Монага	0,06	0,40	0,05	0,002
ПДК	0,08	0,50	0,10	0,20

Определение концентраций тяжелых металлов в донных (ТМ) отложениях показало, что у истока реки присутствуют только два из семи ТМ – цинк (в незначительных количествах) и никель (в значениях, не превышающих ПДК (табл. 2).

Таблица 2

**Содержание ТМ в донных отложениях р. Монага, мг/кг**

Точки отбора	Cu	Zn	Sr	Cr	Ni	Cd	Pb
1	0	2,0	0	0	2,6	0	0
2	1,4	19,9	0	7,2	12,1	0	1,20
3	4,1	32,8	6,4	22,3	18,0	0	5,2
ПДК	3,0	23,0	7,0	6,0	4,0	0,5	32,0

В донных отложениях, отобранных в районе ОС (ниже плотины), обнаружены пять ТМ, из них два – хром и никель имели концентрации выше предельных уровней, причем по никелю ПДК превышена в 3 раза. Однако самыми загрязненными донными отложениями были отложения в устье реки, в которых обнаружено уже шесть (из определяемых) ТМ и по четырем из них ПДК превышены, причем, по хромю в 3,5 раза, а по никелю – в 4,5 раза.

Результаты биотестирования на двух тест-организмах показали, что сточные воды с ОС (п. Азаново) обладают слабой токсичностью (табл. 3).

Таблица 3

**Оценка токсичности сточных вод**

Объект	Показатели токсичности в тесте на дафниях		Показатели токсичности в тесте на хлорелле	Класс опасности
	ЛКР (50–96)*	БКР (10–96)**	ТКР (+20/30–22)***	
Сточные воды	–	1	3,8	IV

Примечание: \*– летальная кратность разведения; \*\* – безопасная кратность разведения; \*\*\* – токсичная кратность разведения.

Выполненные исследования показали наличие в природных водах биогенов – соединений азота в количествах, приближающихся к ПДК, что может являться следствием воздействия животноводческого комплекса и хозяйственных стоков населенных пунктов. Количество и качественный состав ТМ в донных отложениях возрастает от истока к устью, что может быть обусловлено использованием пестицидов на сельхозугодьях и влиянием автотранспорта. Источником загрязнения реки являются и ОС, сточные воды которых по степени токсичности можно отнести к 4 классу опасности.

Таким образом, антропогенное воздействие на данный природный объект ощутимо, и р. Монага нельзя отнести к чистым водотокам, а, следовательно, данный приток вносит определенный вклад в загрязнение р. Малая Кокшага.

### Литература

1. Ежегодный доклад о состоянии окружающей среды республики Марий Эл за 2011 год / Под ред. В. О. Заболоцкого. Йошкар-Ола: Министерство сельского хозяйства, продовольствия и природопользования РМЭ, 2012. 210 с.

2. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 (ПНД Ф Т 16.1:2:3:3.7-04) Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). Красноярск: Изд-во Красноярского государственного университета, 2007. 42 с.

3. ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06 (ПНД Ф Т 16.1:2:3:3.9-06) Методика определения токсичности водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов, питьевой, сточной и природной воды по смертности тест-объекта *Daphnia magna* Straus. Красноярск: Изд-во Красноярского государственного университета, 2006. 46 с.

## ИНТЕНСИФИКАЦИЯ СОРБЦИОННОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ НЕФТЕПРОДУКТОВ

*Е. С. Дремичева, Л. Р. Бахтигареева*

*Казанский государственный энергетический университет, lenysha@mail.ru*

Предприятия нефтеперерабатывающей и нефтехимической промышленности активно развиваются, наращивая объемы производства, что вызывает необходимость решения проблемы загрязнения окружающей среды вредными выбросами. Основная масса загрязнений попадает в водоемы со сточными водами предприятий химической промышленности и топливно-энергетического комплекса.

В производственных сточных водах нефтесервисных, нефтеперерабатывающих предприятий в качестве загрязняющих веществ присутствуют сложные смеси нефтепродуктов переменного состава и разнообразных физико-химических свойств. При попадании в окружающую среду сточные воды, содержащие нефтепродукты ухудшают санитарно-гигиеническое состояние почвы, воздушного и водного бассейнов.

Многочисленные предприятия хранения, транспортировки, отпуска нефтепродуктов, например, такие как автотранспортные, автозаправочные комплексы, не всегда располагают эффективными очистными сооружениями. При этом, именно такие мелкие и средние предприятия дают в сумме огромное количество нефтесодержащих сточных вод.

На сегодняшний день, сорбционный метод очистки стоков является одним из наиболее эффективных. Эффективность сорбции обусловлена, прежде всего тем, что сорбенты могут удалять из очищаемой воды различные органические вещества, в том числе и биологически жесткие, которые невозмож-

но удалить из воды другими методами. Также, к преимуществам сорбентов относится способность очищать воду до практически нулевых остаточных концентраций загрязняющих веществ. Сорбенты могут удалять загрязняющие вещества из воды при любых концентрациях, в том числе и весьма малых.

В качестве сорбентов могут использоваться различные мелкодисперсные твердые вещества, обладающие развитой поверхностью: торф, коксовая мелочь, опилки, зола, различные глины. Однако, в системах очистки сточных вод все более широкое применение находят полимерные сорбенты, имеющие высокие показатели сорбционной емкости.

В работе была рассмотрена возможность использования в качестве сорбента нефтепродуктов природного материала – торфа. Известно [1, 2], что чистый торф обладает сорбционными свойствами по отношению к нефтепродуктам. Достоинством торфа как сорбента является дешевизна, доступность и возможность утилизации отработанного материала путем сжигания, что позволяет частично решить проблему надвигающегося энергетического кризиса.

Определение сорбции нефтепродуктов осуществлялось в статических условиях контакта водо-нефтяной эмульсии с верховым торфом из месторождения Сосновое Республики Татарстан. Природный торф содержит воду и водорастворимые примеси, снижающие его сорбционную емкость, поэтому исследуемые образцы торфа подвергались 3-кратному кипячению в дистиллированной воде по 10–15 минут каждое, и последующей сушке при 105 °С до постоянного веса. Влажность образцов определялась по ГОСТ 23314-91 косвенным весовым методом и составила для исходного торфа 67,05%, а для высушенного – 0,93%.

Результаты определения содержания нефтепродуктов в сточной воде в зависимости от времени приведены на рисунке 1. Определение содержания нефтепродуктов проводилось в соответствии с ГОСТ Р 51797-2001. Метод заключается в экстракции эмульгированных и растворенных нефтепродуктов из воды четыреххлористым углеродом (ч.х.у.); отделение нефтепродуктов от сопутствующих органических соединений других классов в колонке, заполненной оксидом алюминия и измерение массовой концентрации нефтепродуктов методом ИК – спектрометрии [3].

Эффективность процесса очистки от нефтепродуктов определялась как отношение остаточного содержания ионов в фильтрате к исходной концентрации раствора, принятой за 100%:

$$\mathcal{E} = \frac{C_1 - C_2}{C_1} \cdot 100,$$

где  $C_1$  и  $C_2$  – концентрация нефтепродуктов в воде до и после процесса очистки соответственно, мг/дм<sup>3</sup>.

Из результатов проведенных исследований по оценке сорбционных свойств торфа относительно нефти видно, что адсорбционное равновесие достигается при 15 мин контакта.

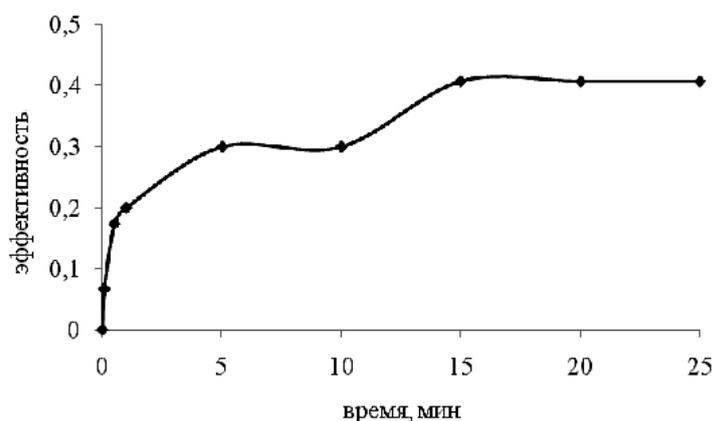


Рис. 1. Результаты исследования сорбционной емкости торфа

Также была определена возможность интенсификации процесса сорбции, для этого рассматривались следующие методы: изменение температуры, перемешивание, изменение pH, добавление различных реагентов. Время контакта водо-нефтяной эмульсии с торфом составило 20 минут. Изменение температуры заключалось в нагревании до температуры 313 К. Перемешивание осуществлялось непрерывно с помощью магнитной мешалки. pH раствора изменялось в пределах с 2,5 до 9,4. В качестве реагента использовался неионогенные ПАВ.

Для оценки эффективности сорбционной очистки при применении интенсификации на основании экспериментальных данных была рассчитана кратность извлечения нефтепродуктов – соотношение исходной концентрации нефтепродуктов в воде к остаточной ( $C_1/C_{равн}$ ), показывающее, во сколько раз снижается концентрация нефтепродуктов в воде в результате сорбции [4]. Результаты представлены на рисунке 2.

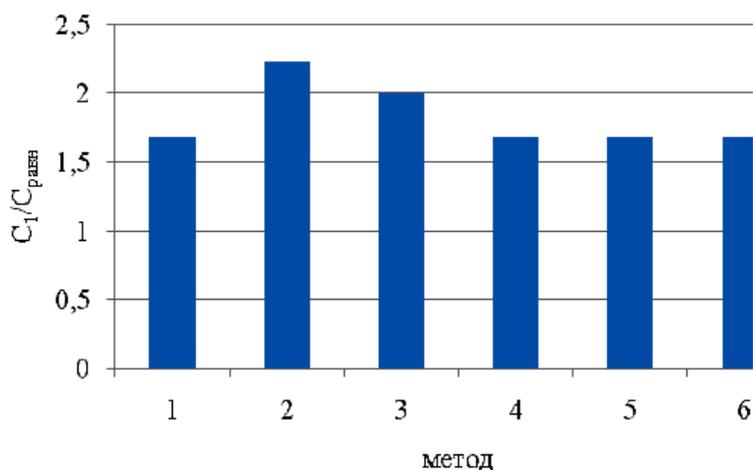


Рис. 2. Кратность извлечения нефтепродуктов из сточной воды при помощи торфа при различных способах интенсификации сорбционного процесса: 1 – без интенсификации; 2 – нагревание; 3 – перемешивание; 4 – изменение pH до значений 2,5; 5 – изменение pH до значений 9,4; 6 – добавление ПАВ

Как видно из представленных данных, наилучшие результаты показало увеличение температуры и перемешивание. Изменение рН и добавление ПАВ процесс интенсифицируют незначительно.

Таким образом, проведенный анализ методов интенсификации сорбционной очистки воды от нефтяных загрязнений указывает на перспективу использования в этом процессе торфа. Достоинством его также является экологическая чистота, безреагентная технология получения, простота утилизации отработавшего торфа термическим методом. Данный материал может успешно конкурировать с прочими видами промышленно выпускаемых сорбентов.

#### Литература

1. Белькевич П. И., Чистова Л. Р., Рогач Л. М., Соколова Т. В. Сорбционные свойства гранулированного торфа // Химия твердого топлива. 1984. № 5. С. 35–39.
2. Дремичева Е. С., Лаптедутьче Н. К. Торф как сорбент для очистки промышленных сточных вод // Вода: химия и экология. 2015. № 8. С. 57–61.
3. ГОСТ Р 51797-2001. Содержание нефтепродуктов в природных и сточных водах.
4. Лозинская Е. Ф., Косолапова Н. И., Смородько А. В., Митракова Т. Н. Химия растительного сырья. 2015. № 2. С. 209–217.

### ОСОБЕННОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ РАЗЛИЧНЫХ МАТЕРИАЛОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ ОТ ИОНОВ МЕДИ

*Е. И. Лялина, С. А. Сивкова, В. В. Козьминых,  
М. А. Мингазов, Е. В. Рязанова*

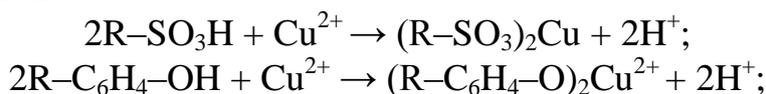
*Вятский государственный университет, lyalina.ekaterina@inbox.ru*

Медь – необходимый микроэлемент для живых организмов, однако в высоких концентрациях – токсикант, тяжелый металл. Остро стоит вопрос очистки различных сточных вод от ионов меди, например, горнодобывающих, металлоперерабатывающих предприятий и предприятий, имеющих гальванические цеха. Ионы меди из неочищенных стоков могут попадать в природную воду и, как следствие, в питьевую. Очистка растворов от ионов меди(II) требуется не только в процессах очистки сточных вод, но и в аналитической химии при разделении, концентрировании компонентов изучаемой смеси. Одним из способов очистки водных растворов от ионов металла является применение различных материалов, таких как ионнообменные смолы и активированный уголь. Однако в очищаемых растворах очень часто присутствуют лиганды, способные влиять на процесс очистки. Одним из таких лигандов является глутатион восстановленный (GSH). Влияние глутатиона на возможность очищать растворы различными материалами от ионов меди не изучено. Поэтому целью нашей работы было изучение способности различных сорбентов очищать глутатионсодержащие растворы от ионов меди(II).

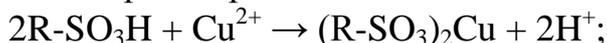
Объектами исследования были следующие материалы:

1. Катионит КУ-1 – высокомолекулярное соединение трехмерной гелевой структуры, содержащее функциональные группы кислотного характера

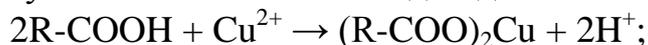
(сульфогруппу  $-\text{SO}_3\text{H}$  и фенольный гидроксил  $-\text{OH}$ ) и способное к реакциям катионного обмена:



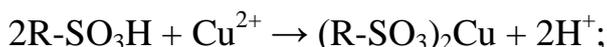
2. Катионит КУ-2-8 – это многофункциональная сильнокислотная смола. Основной характеристикой катионита является присутствие в составе кислотных групп (сульфогруппы), водород которых, может обмениваться на ионы металлов, имеющих в растворе:



3. Катионит КБ-4-2П – слабокислотный гелевый катионит. Ионит получают сополимеризацией метилового эфира акриловой кислоты с дивинилбензолом в присутствии пенообразователя (30% изооктана). Содержит одну фиксированную группу – карбоксильную ( $-\text{COOH}$ ). Перед работой катионит переводили в Na-форму. Связывание ионов меди идет согласно схеме:



4. Катионит Гранион CS-7 – сильнокислотный гелевый катионит пищевого класса на основе сульфированного сополимера стирола и дивинилбензола. Содержит одну фиксированную группу – сульфогруппу ( $-\text{SO}_3\text{H}$ ). Перед работой катионит переводили в Na-форму. Связывание ионов меди идет согласно схеме:



5. Белый уголь. Проявляет адсорбирующие свойства за счет содержания диоксида кремния. Перед подготовкой к работе его отмывали дистиллированной водой от вспомогательных веществ: крахмала и сахара.

6. Аквафор 6 содержит в своем составе запатентованное ионообменное волокно аквален, сульфокатионит в натриевой форме и карбоксильный катионит в водородной форме.

7. Уголь активный древесный. Пористый материал, адсорбент. Перед работой уголь промывали дистиллированной водой.

8. «ДИАПАК ИДК» – комплексообразующий сорбент с привитой иминодиуксусной кислотой. Иминодиуксусная кислота – простейший комплексон. При пропускании раствора через патрон протекает реакция:



Методика исследования. Через слой сорбирующего материала (10 см) пропускали раствор сульфата меди(II) с концентрацией иона металла равной  $1,6 \cdot 10^{-5}$  моль/л. Исследуемые растворы: сульфат меди(II) и раствор смеси соли меди с раствором глутатиона восстановленного в мольном соотношении 1:1. Концентрацию ионов меди в растворе после пропускания через сорбент определяли методом инверсионной вольтамперометрии. Полученные данные представлены в таблице.

**Концентрация ионов меди(II) после пропускания растворов  
через сорбент;  $10^{-7}$  моль/л**

№	Материал	CuSO <sub>4</sub>	CuSO <sub>4</sub> +GSH
1	Катионит КУ-1	1,95±0,04	1,79±0,08
2	Катионит КУ-2-8	0,20±0,01	0,10±0,01
3	Катионит КБ-4П-2	1,9±0,3	79±33
4	Катионит Гранион CS-7	24±13	42±12
5	Белый уголь	8,1±0,2	52±2
6	Активированный уголь	16,00±0,14	57±2
7	Сорбент, используемый в фильтрах марки «Аквафор»	18,0±0,1	91±12

Наблюдали интересную картину. Катионит КУ-2 поглощает 99,9% ионов меди (II), на втором месте КУ-1 и КБ-4П-2 (98,8%), в меньшей степени Гранион CS-7 (85%). Степень извлечения всеми исследуемыми материалами высокая и позволяет достаточно полно очистить монораствор от ионов меди (II) до уровня гораздо меньшего значения ПДК металла в питьевой воде. В присутствии глутатиона свою способность к высокой степени очистки сохраняют только КУ-1 и КУ-2. Другие сорбирующие материалы начинают пропускать количество меди большее, чем из монораствора в 2–6 раз. Так, например, степень извлечения белым углем до добавления пептида была 95%, после добавления GSH – 67,5%. С чем может быть связано снижение степени извлечения? Было выдвинуто два основных предположения: GSH образует комплексы с ионами металла, препятствующие связыванию металла сорбирующим материалом; в результате реакции между медью двухвалентной и глутатионом образуются ионы меди(I), которые в меньшей степени удерживаются сорбентом.

Удаление ионов меди из раствора позволяет снизить концентрацию ионов металла до значения ниже ПДК, однако только использование КУ-1 и КУ-2 позволяют решать не только экологические задачи, но и аналитические. Например, удалять ионы меди из раствора до концентраций, не мешающих количественному определению GSH методом инверсионной вольтамперометрии [1]. «ДИАПАК ИДК» позволил использовать его в качестве концентратора ионов меди(II), например, для потенциометрического определения и определения титриметрическим методом анализа.

#### Литература

1. Лялина Е. И., Фокина А. И., Мингазов М. А., Ашихмина Т. Я. Определение восстановленного глутатиона методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе с вращающимся дисковым электродом // Бутлеровские сообщения. 2016. Т. 48. № 10. С. 119–126.

## СРАВНЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ ОЧИСТКИ ВОДЫ ЭЛЕКТРОЛИЗОМ, ПРОСТОЙ ГАЛЬВАНОКОАГУЛЯЦЕЙ И С ПРИМЕНЕНИЕМ ПРИРОДНОГО СОРБЕНТА ОПОКИ

*К. В. Иванова, Е. Н. Резник*

*Вятский государственный университет, iv.ksenia2014@yandex.ru*

Существенный вклад в загрязнение окружающей среды и водных объектов вносят сточные воды предприятий деревообрабатывающей промышленности. Сточные воды гидротермической обработки древесины представляют собой стойкую коллоидную систему, которая содержит 0,5–6,5% формальдегида, 9% фурфурола, 4,5–12% метанола, 1–10% фенола, 1,1–3,5% ацетона, низкомолекулярные спирты, жирные кислоты, смолянистые и другие нелетучие соединения. Для сточных вод данной категории характерен показатель рН 4,9–6,2. Органические вещества, присутствующие в сточных водах, вызывают сложные изменения в водных объектах. Они нарушают установившиеся абиотические условия, включаются в химические и биохимические процессы. В результате возникают необратимые изменения в составе биоценозов, качество воды существенно снижается [1].

Для того чтобы снизить загрязнение окружающей среды, следует обратить внимание на физико-химические методы очистки сточных вод, которые обеспечивают высокую эффективность, универсальность и экологичность.

Эффективным методом очистки сточных вод гидротермической обработки древесины является электролиз. В основе электролиза лежит процесс разрушения загрязняющих компонентов на поверхности электродов и в межэлектродном пространстве под воздействием электрического тока и выделяющихся на электродах газов. В процессе электролиза происходят реакции анодного окисления органических веществ, продуктами которых являются  $H_2O$ ,  $CO_2$ , органические кислоты. Однако он требует больших затрат электроэнергии, что в ряде случаев является неприемлемым с экономической точки зрения.

В отличие от классического электролиза гальванохимический метод, основанный на образовании гальванопары и протекании внутреннего электролиза, не требует затрат электроэнергии. Гальванохимическая очистка (ГХО) сточных вод позволяет в одном агрегате снижать как концентрации тяжелых металлов, так и общее солесодержание, а также содержание органических примесей.

Перспективными методами очистки сточных вод является применение природных сорбентов, которые относительно дешевы, легко доступны и приемлемы с экологической точки зрения.

В настоящее время среди природных сорбентов значительное место занимает модифицированная природная опока, обладающая существенной адсорбционной способностью.

Адсорбционные, каталитические и ионообменные свойства природных опок, появление эффективных методов регулирования их геометрической структуры и химической природы поверхности, а так же наличие крупных промышленных месторождений и дешевизна минеральных сорбентов делают экономически целесообразным их использование во многих технологических процессах в качестве сорбентов, катализаторов, ионнообменников [2].

Можно предположить, что совместное воздействие гальванокоагуляции и адсорбции на природных сорбентах, позволит увеличить эффективность очистки сточных вод.

Целью работы было проведение сравнительного анализа очистки сточных вод деревообрабатывающей промышленности методом простой гальванокоагуляции, гальванокоагуляции в присутствии природного сорбента (опоки) и электролиза.

Исследование эффективности очистки сточных вод проводили в условиях модельного лабораторного эксперимента.

В качестве модели сточной воды деревообрабатывающего производства использовали отвар смеси опилок пихты и ели в массовом соотношении 1:1. Было взято 60,8 г. опилок на 2,5 л воды, смесь кипятили в течение 3 часов, в результате получили раствор бурого цвета объемом 800 мл. Так как в ходе гальванохимической реакции образуются коагуляты катионов алюминия, который более эффективно действует в кислой среде в полученный отвар опилок, предварительно добавляли небольшое количество соляной кислоты, доводя рН 3–3,5.

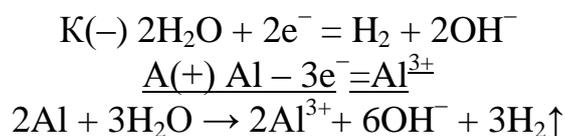
Гальванохимическую реакцию осуществляли в системе включающей медь и алюминий. В качестве природного сорбента использовали опоку серого цвета, мелкораздробленную из Астраханской области.

Для проведения эксперимента в химические стаканы на 250 мл, устанавливали в два ряда медные пластины толщиной 1 мкм с предварительно проделанными отверстиями диаметром 0,5 мм, пластины закрепляли медной проволокой, на них помещали гранулы алюминия массой 24,01 г на первый и второй ряд соответственно.

В эксперименте с опокой гранулированный алюминий смешивали с навеской опоки массой 10,56 г, смесь также помещали на медные пластины.

В подготовленные стаканы без сорбента и с сорбентом одновременно заливали отвар опилок и экспонировали при комнатной температуре.

Электролиз проводили при силе тока 0,35 А и напряжении 31 В. В качестве катода была медь, а анода – алюминий. В результате электрохимического растворения алюминия, образуется гидроксид алюминия и происходит процесс коагуляции.



В качестве суммарного показателя эффективности очистки использовали время, в течение которого оптическая плотность профильтрованной модельной жидкости снижалась в 4 раз по сравнению с исходным значением.

Оптическую плотность измеряли в кюветах толщиной 10 мм на фотокориметре КФК-3 при длине волны – 400 нм, соответствующей максимуму поглощения модельной жидкости.

Полученные результаты показали, что наиболее эффективным методом очистки является электролиз, время осветления составило 40 минут.

Вариант с применением опоки характеризовался временем 24 часа, для достижения той же степени очистки в варианте без опоки потребовалось 48 часов.

Результаты проведенного эксперимента показывают, что применение дешевого природного сорбента – опоки позволяет улучшить характеристики энергетически выгодного гальванохимического метода очистки сточных вод.

#### **Литература**

1. Кривошеин Д. А, Кукин П. П., Лапин В. Л. Инженерная защита поверхностных сточных вод от промышленных стоков. М.: Высшая школа, 2003. 344 с.
2. Лисичкина Г. В. Модифицированные кремнеземы в сорбции, хроматографии и катализе. М.: Химия, 1985. 246 с.

### **МОНИТОРИНГОВЫЕ ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ С ОЦЕНКОЙ ИХ СОСТОЯНИЯ**

*М. А. Хрусталева*

*Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,  
mrnhr@rambler.ru*

Мониторинговые эколого-биогеохимические исследования компонентов природных и антропогенных ландшафтов с оценкой экологического состояния весьма актуальны в XXI веке в связи с активным развитием научно-технического прогресса и имеют важное научное и практическое значение.

Исследования проводились современным ландшафтно-геохимическим методом, согласно которому профили закладывались в направлении потока вещества от автономных позиций ландшафтов к подчиненным. Изучение компонентов ландшафтов проводилось стационарным мониторинговым, полевым и экспедиционным методами, сопровождающимися отбором проб компонентов ландшафтов с последующим химическим анализом и эколого-геохимической оценкой.

Исследования проводили в пределах Смоленско-Московской возвышенности, занятой хвойно-широколиственными лесами на дерново-подзолистых почвах с промывным водным режимом, различной степенью оподзоливания и оглеения [1].

Отметим особую роль атмосферных осадков в проведении мониторинговых ландшафтно-геохимических методов исследования. Концентратором химических элементов здесь является снег, который аккумулирует химические элементы, в том числе и элементы-загрязнители, которые он сохраняет в своей толще до начала весеннего половодья.

Кратко остановимся на методике отбора проб снега. Снег для анализа отбирали снегомером ВС-43, затем его помещали в полиэтиленовые мешки или стеклянные банки, снеговую воду использовали для химического анализа.

Перед началом отбора проб снега и для выявления особенностей миграции элементов изучали условия формирования и перемещении воздушных снеговых масс с оценкой их роли в формировании химического состава вод с учетом деятельности человека. Затем, полученную при таянии снега воду перед химическим анализом фильтровали с помощью вакуумного насоса через помещенный в специальную фарфоровую воронку мембранный фильтр (номер 4 или 6) в зависимости от цели определения, в колбу Бунзена с герметически притертой пробкой. Далее эту воду анализировали объемным, колориметрическим и другими методами [2].

Заметим, что при таянии снега химические элементы в период весеннего половодья поступают по системе временных водотоков и логов в конечное звено ландшафтно-геохимической цепи – реки и водохранилища, где происходит более интенсивное растворение карбонатов кальция и магния, что обуславливает повышенное содержание их в водах, которое определяет их состав.

Данные химического анализа указывают на кислый состав снеговой воды, максимальные значения минерализации, общего азота, общего железа и, особенно, в снеге антропогенных ландшафтов [3]. Химический состав вод из снега сульфатно-гидрокарбонатно-кальциевый с максимальной (91 мг/л) минерализацией в антропогенных ландшафтах. Вблизи промышленных предприятий состав снега изменяется, особенно с подветренных сторон от источников загрязнения в связи с обогащением его микроэлементами. Аккумулируя элементы из окружающей среды, снег не только выявляет расположение источников загрязнения, но и отражает состав элементов-загрязнителей (Sr, Ni, Hb, Co, V, Mo).

Загрязняют ландшафты выбросы из выхлопных труб автомобилей, топков-котелен [2], ТЭЦ, стоки от животноводческих комплексов [3], дачных кооперативов, внесения удобрений на поля без соблюдения норм и правил, радиация, свалки, противогололедные реагенты в городе.

Негативно влияют на экологию ландшафтов стоки от животноводческих комплексов [4], обогащенные не только азотом (до 5 кг/т навоза), фосфором (до 3 кг/т), калием (до 6 кг/т), но также и микроэлементами (Pb, Cu, Zn, As). Жидкий навоз крупного рогатого скота содержит такие элементы, как: K, S, Mg, P, Zn, Mg, Pb, Sr, Cu, Cr, Ni; птицеводческих – P, Ca, N, K, Zn, Mn, Sr, Pb; свиноводческих комплексов – K, Mg, S, P, Mn, Zn, Pb, Sr, Cu, B, Cr, Co. Загрязнение ландшафтов происходит в результате отсутствия навозохрани-

лиц или их герметичности (таких насчитывается больше 50%), где происходит смыв навозной жижи от ферм, которая, попадая в компоненты ландшафтов, загрязняет их.

На некоторых фермах в качестве подстилки используется навоз и торфо-навоз. Первый меньше обогащен химическими элементами по сравнению со вторым. Локальный выброс животноводческим комплексом жидких кислых органических отходов способствует ускорению растворимости и выносу железа из почв, что обуславливает снижение емкости поглощения и ухудшение условий для произрастания растений. Вблизи животноводческих комплексов отмечается загрязнение атмосферного воздуха аммонийным азотом и сероводородом. По мере удаления от ферм их содержание в воздухе заметно снижается.

Негативное влияние на атмосферу региона и столицы оказывают выбросы загрязняющих веществ из топок-котелен, ТЭЦ. Загрязнение атмосферы происходит преимущественно в период отопительного сезона зимой при сгорании серосодержащего топлива. С подветренных сторон топок-котелен, при его сгорании выделяются и распространяются под воздействием ветра оксиды углерода, азота, серы и соединения токсичных элементов (Pb, Mo, Sb, Zn, As, Cd, Se, B, Co, Cu, Sr, Ba, Ag, Sn). При увеличении скорости ветра (до 8–9 м/сек) происходит быстрый перенос техногенных примесей. Так, например, величины углекислого газа ( $\text{CO}_2$ ) в атмосфере города Москвы превышали в 2–6 раз ПДК. Оксидов азота ( $\text{NO}_2$ , NO) содержалось в 1–2 раза больше нормы. Превышение предельно допустимых концентраций (ПДК) по выбросам сернистого газа и двуокиси азота осенью – в октябре–ноябре обусловлено переводом котелен на низкосортное топливо. В выбросах промышленных предприятий при сгорании низкосортного топлива, содержащего сернистый газ, образуется диоксид серы ( $\text{SO}_2$ ), который в воздухе окисляется до серного ангидрида ( $\text{SO}_3$ ) и при соединении с водой образует серную кислоту ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), отрицательно действующую на живые организмы. Серная кислота отрицательно действует на растения и почвы в связи с подкислением атмосферных осадков. При этом в почвах происходит образование поллютантов (Co, Zn, Cr, Pb, Hg) и подвижного алюминия, который особенно токсичен при величине pH равном 4, а при значении pH выше 5 он выпадает из раствора в виде  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Диоксид серы ( $\text{SO}_2$ ) наиболее токсичен, он раздражает слизистую оболочку, вызывая воспаление горла, и обостряет заболевание дыхательных путей [3].

Следовательно, в результате проведения эколого-биогеохимических исследований ландшафтов применяли современные комплексные методы исследований для выявления особенностей миграции химических элементов с оценкой количественных показателей. Для улучшения экологической обстановки и создания благоприятных условий для жизни людей необходимо создание экологобиогеохимического мониторинга.

### Литература

1. Анненская Г. Н., Жучкова К., Калинина В. Р., Мамай И. И., Низовцев В. А., Хрусталева М. А., Цесельчук Ю. Н. Ландшафты Московской области и их современное состояние. Смоленск: Изд-во СГУ, 1997. 296 с.
2. Хрусталева М. А. Аналитические методы исследования в ландшафтоведении. Техполиграфцентр. 2003. 88 с.
3. Хрусталева М. А. Мониторинг гидрогеохимических изменений ландшафтов // Окружающая среда и менеджмент природных ресурсов: Материалы V Междунар. конф. Тюмень: Изд-во Тюменского государств. ун-та, 2014. С. 239–241.
4. Хрусталева М. А. Экобиогеохимия ландшафтов. LAP LAMBERT Academic Publishing. Saarbrucken. Deutschland. 2015. 352 с.

## ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДОВ БИОТЕСТИРОВАНИЯ И БИОИНДИКАЦИИ

*А. И. Фокина<sup>1</sup>, Л. И. Домрачева<sup>2,3</sup>, Ю. Н. Зыкова<sup>2</sup>, К. А. Леонова<sup>2</sup>,  
Д. В. Казакова<sup>2</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1,2,3</sup>*

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

<sup>2</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия, *dli-alga@mail.ru*,

<sup>3</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

При антропогенном воздействии на почву происходят существенные изменения и нарушения ее функций, которые можно определить, используя различные приемы и методы. В последнее время при оценке состояния окружающей среды и нормирования ее качества доминирующим становится экологический подход, при котором предлагается оценивать степень негативного воздействия химического загрязнения по степени нарушения экологических и хозяйственных функций, выполняемых почвой в природной экосистеме, агроэкосистеме или урбосистеме [1]. Экологический подход неизменно включает методы биотестирования и биоиндикации с использованием организмов различной систематической принадлежности.

Цель данной работы – оценить состояние почвы техногенной зоны г. Кирова методами биотестирования и биоиндикации.

Почвенные образцы для анализа отбирали с 8-ми участков в зоне действия ТЭЦ-5 (из них 4 представлены луговыми почвами и 4 – лесными). Фоном служили почвы леса и луга, находящиеся вдали от ТЭЦ.

Биотестирование проводили, используя в качестве тест-организмов альгологически чистую культуру цианобактерии (ЦБ) *Nostoc paludosum* и семена лядвенца рогатого (*Lotus corniculatus*) после предварительной их скарификации механическим способом. Для ЦБ в качестве критерия токсичности выбрали определение активности дегидрогеназы тетразольно-топографическим методом с дифференцировкой клеток на живые и нежизнеспособные [2]. У лядвенца рогатого критерием токсичности почвы было снижение таких показателей, как всхожесть, длина корней и проростков по сравнению с фоновой почвой.

Биоиндикация выполнялась на основе определения структурных особенностей фототрофных микробных комплексов и микоценозов. Признаками загрязнения и деградации почвы являются феномены цианофитизации и меланизации.

В процессе биотестирования с использованием ЦБ и вычислением индекса токсичности ( $ИТ = T_o/T_k$ ) [3] было установлено, что из 4-х исследованных луговых участков 2 имеют индекс токсичности, равный 0,11 и 0,03, что свидетельствует о токсичности (загрязнении) почвы данных участков (табл. 1).

Таблица 1

**Индекс токсичности почвы (по тест-пробе с ЦБ) – луговые участки**

№ участка	Количество живых клеток (%)	Индекс токсичности	Эффект
Контроль	71	1	Норма
1	93	1,3	Стимуляция
3	8	0,11	Токсичность
5	2	0,03	Токсичность
7	86	1,2	Стимуляция

Все почвы, отобранные с лесных участков, оказались токсичными для ЦБ (табл. 2).

Таблица 2

**Индекс токсичности почвы (по тест-пробе с ЦБ) – лесные участки**

№ участка	Количество живых клеток (%)	Индекс токсичности	Эффект
Контроль	78	1	Норма
2	73	0,93	Токсичность
4	11	0,14	Токсичность
6	50	0,64	Токсичность
8	12	0,15	Токсичность

Фитотестирование с использованием лядвенца рогатого показало, что почва всех луговых участков, кроме участка № 5, токсична для испытуемого растения (табл. 3). Почвы всех лесных участков, как и в случае использования ЦБ, токсичны для лядвенца рогатого. Ранжирование почв по токсичности провели по следующим параметрам: проба токсична, если процентная величина угнетения всхожести семян равна или превышает 20–50%, проба высоко токсична – равна или превышает 50–75% и проба очень высоко токсична – равна или превышает 75%. Подобное ранжирование почв проводят, используя и такой показатель, как длина проростков [4].

При сравнении таких морфометрических показателей, как длина корней и высота проростков, в качестве критерия оценки мы избрали индекс токсичности, определяемый по той же формуле, что и для ЦБ. По данным показателям участки луговых почв все токсичны (ИТ везде ниже единицы). Практически это утверждение справедливо и для лесных почв (табл. 4). Исключение – участок № 2 по высоте проростков проходит как норма или слабая стимуляция.

Таблица 3

**Степень токсичности почвы с использованием в качестве тест-организма лядвенца рогатого (по % всхожести к фоновым показателям)**

Луговые почвы			Лесные почвы		
№ участка	%	Угнетение, %	№ участка	%	Угнетение, %
1	76,1	23,9 (токсична)	2	70,9	29,1 (токсична)
3	71,1	28,9 (токсична)	4	4,1	95,9 (очень высоко токсична)
5	81,0	19,0 (норма)	6	37,5	62,5 (высоко токсична)
7	42,8	57,2 (высоко токсична)	8	75,0	25,0 (токсична)

Таблица 4

**Степень токсичности почвы с использованием в качестве тест-организма лядвенца рогатого (по высоте проростков и длине корней)**

№ участка	Высота проростков		Длина корней	
	см	ИТ	см	ИТ
Луговые участки				
Фон	4,46	1,00	3,50	1,00
1	3,56	0,79	1,45	0,41
3	3,35	0,75	1,54	0,44
5	2,80	0,63	1,37	0,39
7	4,17	0,93	1,10	0,31
Лесные участки				
Фон	2,72	1,00	4,15	1,00
2	2,80	1,03	1,64	0,40
4	0	0	1,40	0,34
6	1,55	0,57	0,55	0,13
8	2,66	0,97	0,17	0,04

Таким образом, результаты циано- и фитотестирования указывают токсичность исследуемых почв для применяемых биотест-организмов.

В отличие от биотестирования биоиндикация позволяет определить состояние организмов непосредственно в природной среде и сравнить специфику тех или иных сообществ исследуемых почв с особенностями развития аналогичных ценозов в фоновых почвах. Критериями химического неблагополучия почвы при изучении микробных комплексов являются феномены цианофитизации (доминирование ЦБ в структуре фототрофных комплексов в течение всего вегетационного сезона) и меланизации (преобладание грибов с темноокрашенным мицелием в структуре микокомплексов [5]. Анализ структуры альго-циано-микологических комплексов исследуемых почв показал, что в почве фоновых участков и на лугу, и в лесу преобладали эукариотные водоросли и грибы с бесцветным мицелием (табл. 5). В то же время в почве всех участков вблизи ТЭЦ-5 наблюдается доминирование ЦБ (до 97,2% на луговом участке № 1 и до 99,0% на лесном участке № 8). В структуре микоценозов также абсолютное доминирование меланизированных форм на всех исследуемых участках, в отличие от фоновых.

Таблица 5

**Структура микробных популяций (%)**

№ участка	Водоросли	Цианобактерии	Бесцветные грибы	Окрашенные грибы
Луговые участки				
Фон	63,3	36,7	66,3	33,7
1	2,8	97,2	41,5	58,5
3	14,4	85,6	34,5	65,5
5	22,9	77,1	36,5	63,5
7	14,0	86,0	27,4	72,6
Лесные участки				
Фон	67,7	32,3	51,4	48,6
2	15,0	75,0	37,8	62,2
4	14,2	85,8	45,0	55,0
6	17,5	82,5	32,7	67,3
8	1,0	99,0	29,1	70,9

Следовательно, использование 2-х методов биотестирования (на основе ЦБ и лядвенца рогатого) и 2-х методов биоиндикации (по эффектам цианофитизации и меланизации) свидетельствует о достаточно высокой степени токсичности почв на территории г. Кирова вблизи такого промышленного объекта, как ТЭЦ-5. Однако проведенный химический анализ на наличие в почве тяжелых металлов, нефтепродуктов и бенз[а]пирена практически не выявил превышений ПДК по этим показателям, за исключением более высокого содержания бенз[а]пирена в почвенном образце с участка № 8 [6]. Реакция тест-организмов и организмов индикаторов указывает на необходимость проведения дополнительного химического анализа, чтобы выявить те факторы, которые делают токсичной исследуемую почву для живых организмов.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.*

**Литература**

1. Колесников С. И. Разработка региональных и локальных нормативов содержания химических веществ в почве по биологическим показателям // Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии: Материалы междунар. симпозиума и молодежной школы. М.: ГЕОС, 2016. С. 120–122.
2. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Фокина А. И., Ашихмина Т. Я. Применение тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязненных средах // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 23–28.
3. Кабиров Р. Р. Альготестирование и альгоиндикация. Уфа: БГПИ, 1995. 125 с.
4. Мынбаева Б. Н., Муздыбаева К. К., Асемкулова Г. Б., Калдыбаева Ж., Досан А. Установление токсичности почв г. Алматы методом фитотестирования // Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии: Материалы междунар. симпозиума и молодежной школы. МГУ. М.: ГЕОС, 2016. С. 166–169.

5. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Зыкова Ю. Н., Ефремова В. А. Альго-цианомикологические комплексы городских почв // Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. С. 120–169.

6. Фокина А. И., Скугорева С. Г., Коткина Т. Н., Олькова А. С., Дабах Е. В., Лялина Е. И., Зыкова Ю. Н. Химико-токсикологическая оценка состояния почв вблизи ТЭЦ-5 г. Кирова // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 1. Киров: ООО Изд-во «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 213–220.

## **ВЛИЯНИЕ ВОЗРАСТАЮЩИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ИОНОВ МЕДИ(II) НА ФИТОТОКСИЧНОСТЬ ТОРФЯНЫХ ВЫТЯЖЕК**

*А. И. Фокина<sup>1</sup>, Ю. Н. Зыкова<sup>2</sup>, Д. В. Казакова<sup>2</sup>,  
Л. И. Домрачева<sup>2,3</sup>, К. А. Леонова<sup>2</sup>, О. И. Малыгина<sup>2</sup>*

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

<sup>2</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,*

<sup>3</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, dli-alga@mail.ru*

В настоящее время увеличивается техногенное загрязнение окружающей среды (ОС), что делает актуальными вопросы оценки ее экологического благополучия. По последним данным, в настоящее время в ОС содержится порядка 10 млн наименований загрязняющих веществ [1]. Появление поллютантов, обладающих существенным токсичным потенциалом, приводит к тому, что количественные показатели загрязнения, такие как предельно допустимая концентрация (ПДК), предельно допустимый уровень (ПДУ), не могут охватить всего их многообразия и дать корректную оценку экологического благополучия исследуемых объектов. Кроме того, даже нетоксичные соединения при комбинированном действии могут дать токсический эффект.

В связи с этим в настоящее время растет интерес к биотест-системам, способным дать токсикологическую характеристику природных и техногенных сред [2].

Известно, что растения чувствительны к экзогенному химическому воздействию. Это приводит к изменению физиологических и морфологических характеристик. Именно на этих свойствах основан метод фитотестирования, используемый как способ токсикологической оценки сред, биоактивности различных материалов, химикатов и промышленных отходов. Основные требования, предъявляемые к реализации метода фитотестирования: объективность полученных данных; экспрессность, доступность и простота экспериментов; экономичность как в материальном отношении, так и по трудозатратам; воспроизводимость и достоверность полученных результатов [3]. В частности, фитотесты являются одним из самых точных методов оценки степени загрязнения почв тяжелыми металлами (ТМ).

ТМ попадают в ОС с промышленными и автотранспортными выбросами и аккумулируются как в почве, так и в других субстратах, например, в

торфах. Торфа используются как топливо для электростанций; в жилищно-коммунальном хозяйстве; в виде сырья для получения большого количества химических продуктов; в сельском хозяйстве в качестве удобрения, подстилочного сырья в животноводстве; в виде субстрата для создания грунтов в парниках и теплицах. Богата торфами и Кировская область, в которой проводились данные опыты. Торфяные болота в Кировской области занимают площадь 274 тыс. га. При этом преобладают низинные болота [4].

Подробное изучение экологических аспектов хозяйственного освоения осушенных торфов, а также изучение процессов микробной трансформации органического вещества торфяников в зависимости от сроков и способов хозяйственного использования проводилось на Кировской лугоболотной станции Всероссийского научно-исследовательского института кормов им. В. Р. Вильямса. В результате этих исследований были выявлены закономерности формирования и функционирования микробных сообществ, как торфяных почв, так и выработанных торфяников с определением численности и биологической активности микробных сообществ [5].

Среди путей использования торфов в настоящее время выделяется направление, связанное с их сорбционной активностью. Вероятно, применение торфоблоков как сорбента ТМ может иметь большое практическое значение. Однако в процессе биосорбции ТМ торф может приобретать токсические свойства.

Цель данного опыта – изучить влияние возрастающих концентраций ионов  $\text{Cu}^{2+}$  на фитотоксичность торфяных вытяжек.

Для постановки опыта были отобраны образцы низинного торфа вблизи п. Зенгино Оричевского района (действующая добыча торфа для сельскохозяйственных целей) и образцы низинного торфа вблизи с. Чистополье Котельничского района (добыча не ведется и не велась, используется в малых количествах местными жителями в сельскохозяйственных целях).

Для получения торфяной вытяжки навески торфа массой 5 г заливали раствором соли  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  в следующем соотношении: 1 часть торфа к 10 частям раствора. Концентрация используемого раствора меди составляла 0,02; 0,05; 0,08; 0,2; 0,3; 0,5 и 1,0 ммоль/л. В контрольном варианте вытяжку получали при добавлении воды.

Для проведения анализа торфяных вытяжек на фитотоксичность использовали полученный фильтрат. Опыт был заложен в 3-х кратной повторности. В качестве тест-культуры использовали семена ячменя (*Hordeum sativum*) сорта Изумруд с 92%-ной лабораторной всхожестью.

По 20 сухих здоровых семян раскладывали на бумажных фильтрах в стерильных чашках Петри и заливали 5 мл фильтрата с различными концентрациями ионов меди. Опыт продолжался в течение 7 суток при температуре +23 °С.

При снятии опыта определяли всхожесть семян и длину корней проростков, причем объектом измерения являлся корень максимальной длины и далее рассчитывали эффект торможения по следующей формуле [6]:

$$E_T = (L_k - L_{on}) / L_k \cdot 100\%,$$

где  $E_T$  – эффект торможения (%);  $L_{on}$  – средняя длина корней в опыте (мм) по 3-м повторностям;  $L_k$  – средняя длина корней в контроле (мм) по 3-м повторностям.

Проведенные опыты показали (табл.), что всхожесть ячменя в различных вариантах колеблется от 83,3 до 93,3% (торф из п. Зенгино) и от 70,0 до 96,7% (торф из с. Чистополья). При этом максимальная всхожесть наблюдается в обоих случаях не в контрольном варианте (без внесения  $Cu^{2+}$ ), а в вариантах с различными концентрациями солей ионов  $Cu^{2+}$  (0,02 – п. Зенгино и 1,0 – с. Чистополье). Установлено, что во всех исследуемых концентрациях меди наблюдается эффект торможения, за исключением ростстимуляции в вариантах с концентрацией меди 0,5 ммоль/л (торф из с. Чистополья) и 0,05 ммоль/л (торф из п. Зенгино).

Таблица

**Влияние возрастающих концентраций ионов  $Cu^{2+}$  на фитотоксичность торфяной вытяжки**

Концентрация иона $Cu^{2+}$ , ммоль/л	Всхожесть, %	Длина корня, см	Эффект торможения, %
Водная вытяжка из торфа вблизи с. Чистополье			
0	91,7±10,0	10,4±0,5	0
1	86,7±10,4	8,5±2,1	-18,2
0,5	91,7±7,6	11,6±0,6	+11,5
0,3	86,7±7,6	2,2±0,9	-78,8
0,2	93,3±7,6	10,2±1,5	-1,9
0,08	91,7±2,9	6,2±1,6	-40,3
0,05	83,3±2,8	2,9±0,4	-72,1
0,02	96,7±5,7	5,1±1,3	-50,9
Водная вытяжка из торфа вблизи п. Зенгино			
0	86,7±7,6	10,6±1,9	0
1	96,7±2,8	5,8±0,6	-45,2
0,5	78,3±7,6	7,0±0,2	-33,9
0,3	90,0±5,0	7,3±2,2	-31,1
0,2	70,0±25,0	1,7±1,0	-83,9
0,08	81,7±10,4	3,7±0,2	-65,1
0,05	83,3±12,5	13,2±0,6	+24,5
0,02	85,0±13,0	6,4±0,9	-39,6

Степень угнетения растений почвенными вытяжками из различных торфов отличается. Наибольшей фитотоксичностью обладает водная вытяжка торфа вблизи с. Чистополья при концентрации 0,3 ммоль/л (эффект торможения составляет 78,8%) и водная вытяжка из торфа вблизи п. Зенгино: максимальная токсичность при концентрации 0,2 ммоль/л (эффект торможения 83,9%).

В двух случаях (при концентрации  $Cu^{2+}$  0,5 ммоль/л – с. Чистополье и при концентрации  $Cu^{2+}$  0,05 ммоль/л – п. Зенгино), вместо торможения отме-

чен стимулирующий эффект на рост корней ячменя на 11,5% и 24,5% соответственно.

Таким образом, в ходе проведенных исследований показано, что почти все применяемые концентрации ионов  $\text{Cu}^{2+}$  стали причиной возникновения фитотоксичности торфяных вытяжек по отношению к растениям ячменя. Однако прямой корреляции между концентрацией ионов меди и степени угнетения не установлено.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

### Литература

1. Шеуджен А. Х. Биогеохимия. Майкоп: ГУРИПП «Адыгея», 2003. 128 с.
2. Лисовицкая О. В., Терехова В. А. Фитотестирование: основные подходы, проблемы лабораторного метода и современные решения // Доклады по экологическому почвоведению. М., 2010. № 1. Вып. 13. С. 1–18.
3. Маячкина Н. В., Чугунова М. В. Особенности биотестирования почв с целью их экологической оценки. // Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского. Биология. 2009. № 1. С. 84–93.
4. Стрельцов А. А. О перспективах использования торфа в России [Электронный ресурс] <https://riss.ru/analytics/2474>
5. Широких И. Г., Широких А. А. Микробные сообщества кислых почв Кировской области. Киров: НИИСХ Северо-Востока, 2004. 332 с.
6. Биотест-системы для задач экологического контроля: Методические рекомендации по практическому использованию стандартизованных тест-культур / Под ред. В. А. Тереховой и др. М.: Доброе слово, 2014. 48 с.

## ВЛИЯНИЕ ИОНОВ СВИНЦА(II) И МЕДИ(II) НА УРЕАЗНУЮ И КАТАЛАЗНУЮ АКТИВНОСТЬ *BACILLUS MESAENTERICUS*

*А. И. Фокина*<sup>1</sup>, *С. Г. Скугорева*<sup>1,2,3</sup>, *М. А. Кугувалова*<sup>1</sup>,  
*Ю. Н. Зыкова*<sup>2</sup>, *Л. И. Домрачева*<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, annushka-fokina@mail.ru,*

<sup>2</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
orewek7@rambler.ru,*

<sup>3</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Повсеместное распространение в природе грамположительных бактерий рода *Bacillus* определяется не только их способностью к спорообразованию, но и богатым набором ферментов, позволяющим выживать в меняющихся условиях среды. Многие виды бацилл выживают в самых экстремальных местообитаниях, что делает их перспективными микроорганизмами (МО) для биодиагностики загрязненных сред. В частности, к таким видам относится *Bacillus mesentericus*. Данная группа бактерий представляет огромный интерес в связи с высоким биотехнологическим потенциалом для биодиагно-

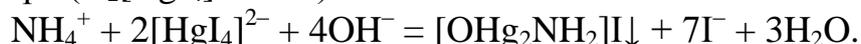
стики и биоиндикации экологического состояния почв с различным уровнем загрязнения ТМ. Выявленные изменения в кинетике роста почвенных бактерий под воздействием ионов ТМ представляют интерес в связи с созданием биосенсорных систем для обнаружения токсичных ионов. Выделенные по устойчивости к свинцу, цинку и меди одновременно культуры бактерий могут быть использованы в технологиях биоремедиации.

Целью работы было изучение влияния ионов свинца(II) и меди(II) на уреазную и каталазную активность бактерий *B. mesentericus*.

Этот вид был выделен в чистую культуру из загрязненных тяжелыми металлами (ТМ) урбаноземов г. Владикавказа на среду МПА. В питательную среду вносили ТМ в виде  $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}$  и  $\text{CuSO}_4$  в количествах равных ОДК металлов и их валовому содержанию в почве наиболее загрязненных участков города согласно литературным данным [1]: Pb ОДК (130 мг/кг), Cu ОДК (132 мг/кг), Cu вал. (620 мг/кг), Pb вал. (3700 мг/кг), затем проводили посев бактерий *B. mesentericus*. Контролем служил вариант, в котором к среде МПА добавляли соответствующую соль свинца (II) и/или меди (II) без посева бактерий, а также вариант без внесения солей ТМ. Активность каталазы бактерий определяли газометрическим методом. О каталазной активности судят по количеству, выделяющегося кислорода после контакта раствора пероксида водорода с микроорганизмами в питательной среде:



В основе определения уреазной активности лежит реакция между реактивом Несслера ( $\text{K}_2[\text{HgI}_4] + \text{KOH}$ ) и аммиаком:



О количестве выделившегося аммиака судят по интенсивности окраски. Аммиак выделяется после контакта питательной среды, содержащей микроорганизмы с раствором мочевины [2]:



Установлено, что при содержании ТМ в питательной среде на уровне ОДК каталазная активность МО возрастает при действии обоих металлов (табл. 1). Существенно, в 4 раза больше по сравнению с контролем, увеличивается каталазная активность в варианте с Cu. Высокий уровень активности фермента может быть связан с тем, что ТМ в относительно невысоких количествах усиливают энергетические процессы в клетках в ответ на действие стресс-фактора. Достигая уровня, превышающего жизненные возможности (валовое количество ТМ), активность фермента резко снижается за счет угнетения МО.

Таблица 1

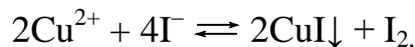
**Активность каталазы *B. mesentericus* в присутствии  $\text{Pb}^{2+}$  и  $\text{Cu}^{2+}$**

Вариант	Активность каталазы, мл $\text{O}_2$ /(г · мин)
1	2
МПА посев (контроль)	0,1±0,005
ОДК Pb в МПА + посев	0,19±0,01

Продолжение таблицы 1

1	2
Pb вал. в МПА + посев	не обнаружено
ОДК Cu в МПА + посев	0,81±0,04
Cu вал. + МПА + посев	0,06±0,002
Pb + Cu вал. в МПА + посев	0,01±0,0005

Во всех вариантах ТМ подавляли уреазную активность МО. В большинстве вариантов в присутствии ТМ и без бацилл значение уреазной активности было большим. Данный факт можно объяснить, исходя из сущности методики определения уреазной активности. В основе ее лежит реакция между  $\text{NH}_4^+$  и компонентами реактива Несслера, в результате которой образуется осадок, имеющий цвет от желтого до коричневого [2]. Присутствие  $\text{Cu}^{2+}$  может вызывать образование молекулярного йода из иодид-ионов реактива Несслера:



а  $\text{Pb}^{2+}$  – иодида свинца желтого цвета:



Продукты реакций могут вносить помехи в результат реакции за счет окрашивания раствора и, как следствие, давать «ложную» уреазную активность. МО, связывая ионы металлов, препятствуют созданию «ложной» уреазной активности, а будучи сами в крайне угнетенном состоянии, не способны осуществлять процесс аммонификации.

Таблица 2

**Активность уреазы *B. mesentericus* в присутствии  $\text{Pb}^{2+}$  и  $\text{Cu}^{2+}$**

Вариант	Активность уреазы, мг $\text{NH}_3$ / (10 г · сутки)
МПА посев (контроль)	6,20±0,22
ОДК Pb в МПА	2,10±0,20
ОДК Pb в МПА + посев	не обнаружено
Pb вал. в МПА	2,85±0,30
Pb вал. в МПА + посев	2,85±0,30
ОДК Cu в МПА	4,94±0,50
ОДК Cu в МПА + посев	4,42±0,44
Cu вал. + МПА	4,03±0,41
Cu вал. + МПА + посев	не обнаружено
Pb + Cu вал. в МПА	3,29±0,33
Pb + Cu вал. в МПА + посев	не обнаружено

Таким образом, уреазная активность *B. mesentericus* более чувствительна к действию токсикантов. Каталазная активность изменяется, однако, усиление ее активности в области ОДК может привести к ошибочному суждению об отсутствии токсичности. Поэтому наиболее перспективной для использования в биодиагностики оказалась уреазная активность.

*Работа выполнена в рамках научного проекта по государственному заданию Вятского государственного университета «Механизмы адаптации и*

#### Литература

1. Фокина А. И., Олькова А. С., Скугорева С. Г., Лялина Е. И., Домрачева Л. И., Березин Г. И., Даровских Л. В. Исследование токсичности проб урбаноземов, загрязненных тяжелыми металлами // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. Т. 18. № 2–2. С. 544–550.
2. Скугорева С. Г., Фокина А. И. Основы токсикологической химии. Киров. 2010. С. 126–128.

### ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ПОЛИАРЕНОВ *PLEUROZIUM SCHREBERI* ПОД ДЕЙСТВИЕМ УГЛЕДОБЫВАЮЩЕЙ И УГЛЕПЕРЕРАБАТЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

*Е. В. Яковлева, Д. Н. Габов*

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

В тундровой зоне Республики Коми широко распространены добыча каменного угля и его использование в качестве топлива. Воркута – центр угольной промышленности, вблизи города сконцентрировано шесть угольных шахт, и две ТЭС работающих на угле, что ведет к негативным изменениям в окружающей среде, в том числе и растительном покрове [1]. При добыче и сжигании угля в окружающую среду выделяются такие экотоксиканты, как полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), которые обладают канцерогенным, мутагенным и токсичным действием на живые организмы [2, 3]. В *Pleurozium schreberi* Brid. сосредоточена основная массовая доля ПАУ среди растений нижнего яруса южной тундры. Его вклад в потребление ПАУ составляет 70–80% от суммарного накопления [4].

Целью исследования было изучение особенностей накопления ПАУ во мхе *Pleurozium schreberi* под влиянием добычи и сжигания угля.

Были проведены исследования содержания ПАУ в *Pleurozium schreberi* на фоновом участке, а также в зоне действия угольной шахты «Воркутинская» и ТЭС-2 на расстоянии 1,5 км с учетом розы ветров в северо-восточном направлении. Для определения содержания ПАУ на поверхности мха осуществляли ультразвуковую экстракцию не растертых образцов. Для полного извлечения ПАУ из мха использовали систему ускоренной экстракции растворителями ASE-350 (Thermo Fisher Scientific, США). Содержание ПАУ определяли методом ВЭЖХ.

В *Pleurozium schreberi* фонового участка были идентифицированы 12 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, хризен, бенз[а]антрацен, бензо[б]флуорантен, бензо[к]флуорантен, бенз[а]пирен и бенз[ghi]перилен. В условиях загрязнения также было выявлено присутствие дибенз[а,h]антрацена. Сравнение накопления полиаренов мхом в зоне действия шахты и ТЭС показало, что уровень загрязнения тунд-

ровых фитоценозов находившихся под воздействием угледобывающего предприятия, был в 1,5 раза выше (рис. 1). Среди индивидуальных ПАУ максимальные кратности превышения под действием шахты выявлены для бенз[ghi]перилена и дибенз[a,h]антрацена в 2 и 4 раза соответственно. В тоже время в зоне действия ТЭС выявлены в 1,5 раза большие содержания бенз[a]антрацена и бензо[k]флуорантена.

Сравнение накопления ПАУ мхом исследованных загрязненных участков с фоновыми значениями, показало, что воздействие добычи угля приводит к 7-кратному повышению содержания полиаренов во мхе (для тяжелых структур 8-кратному). В зоне воздействия ТЭС кратности превышения составили 5 раз для общего содержания и легких структур, и 6 раз – для тяжелых ПАУ.

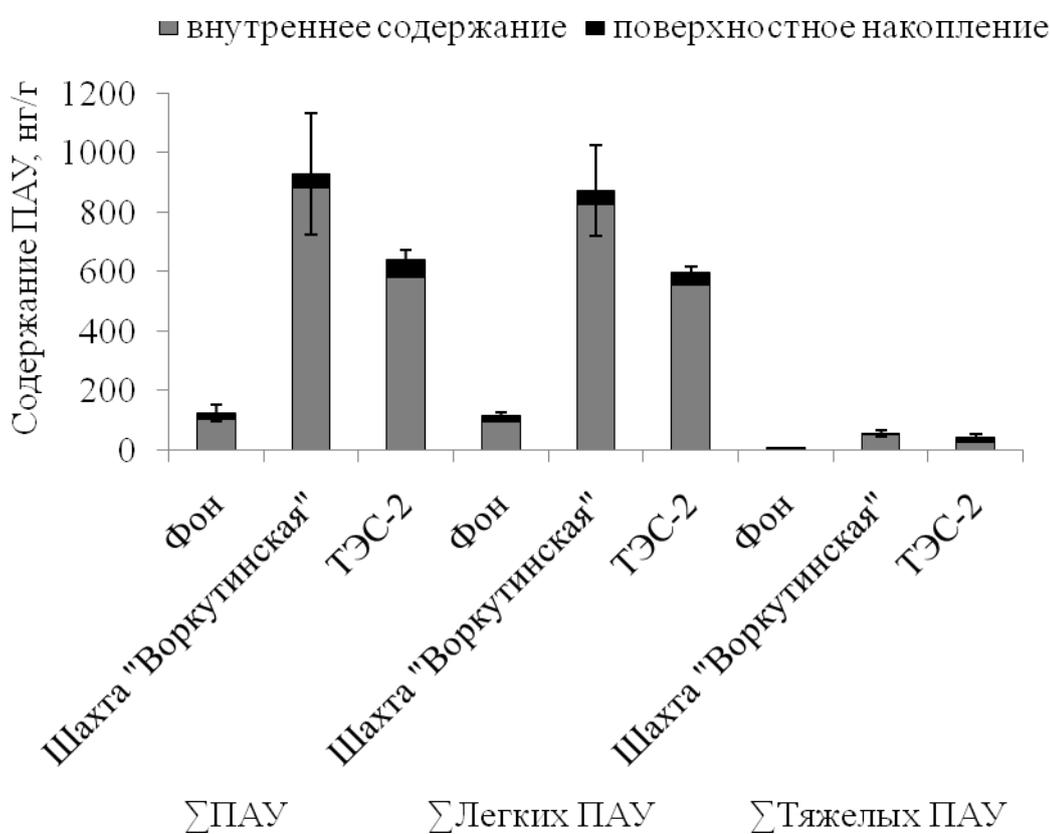


Рис. 1. Доля поверхностного накопления ПАУ в общей сумме ПАУ в *Pleurozium schreberi* на фоновом и загрязненных участках

На поверхности растений фонового участка обнаружено 9 структур ПАУ: флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, хризен, бенз[a]антрацен, бензо[k]флуорантен и бенз[a]пирен на 98% представленные легкими полиаренами, в том числе на 52% фенантrenom – компонентом природного происхождения. В зоне воздействия шахты «Воркутинская», кроме перечисленных структур, был идентифицирован бензо[b]флуорантен. Вклад тяжелых ПАУ в общее содержание полиаренов на поверхности мха возрастал до 5%, доля фенантрена снижалась до 42%. Под действием ТЭС в *Pleurozium schreberi* выявлено поверхностное накопление бенз[ghi]перилена и ди-

бенз[а,h]антрацена. Доля тяжелых ПАУ на поверхности мха составила 29%, а вклад фенантрена при этом снизился до 20%.

Следует отметить, что на поверхности мха не было выявлено присутствие нафталина, при этом в общем содержании ПАУ в *Pleurozium schreberi* он присутствовал в значительных количествах, его доля составляла 30 % на фоновом участке и 54% – на загрязненных. Такой факт можно объяснить повышенной растворимостью нафталина, и его сходством по составу с витаминами и гормонами растений, что ведет к его интенсивному поглощению мхом [5].

Поверхностное накопление ПАУ мхом *Pleurozium schreberi* в зоне воздействия шахты было в 2 раза выше, в области ТЭС в 3 раза выше фоновых значений. Для тяжелых ПАУ, эти значения составляли в 4 и в 34 раза соответственно.

С ростом уровня загрязнения вклад поверхностного накопления в общее содержание ПАУ во мхе закономерно снижался. На фоновом участке он составлял 18%, в зоне воздействия ТЭС 9%, под влиянием шахты 5%. Таким образом, биоаккумуляция полиаренов *Pleurozium schreberi* интенсифицировалась в условиях загрязнения. При этом на интенсивность аккумуляции в первую очередь оказывало воздействие повышение концентраций тяжелых полиаренов. Так при более высоких массовых долях бенз[ghi]перилена и дибенз[а,h]антрацена в зоне влияния шахты, они полностью аккумуляровались с поверхности, в то время как на участке в 1,5 от ТЭС аккумуляция была менее выражена и данные соединения в значительной степени (более 77%) концентрировались на поверхности растения. Возможно, при повышенном содержании тяжелых ПАУ нарушаются барьерные функции мха, препятствующие проникновению токсикантов внутрь растения.

Было проведено сравнение накопления полиаренов в живой и отмершей частях мха (рис. 2). Качественный состав ПАУ отмершей и живой части *Pleurozium schreberi* идентичны. Наивысшие коэффициенты корреляции выявлены для общего содержания и составляют 0,92 для мха фоновом районе и 0,99 (при  $P = 0,95$ ,  $n = 3$ ) на загрязненных участках. Для поверхностного накопления коэффициенты корреляции варьируют от 0,96 на фоновом участке и в зоне эмиссии ТЭС до 0,99 (при  $P = 0,95$ ,  $n = 3$ ) в 1,5 км удалении от шахты «Воркутинская».

Отличия в суммарном накоплении ПАУ между живой и отмершей частью минимальны и находятся в пределах погрешности, что позволяет говорить лишь о тенденциях. На фоновом участке содержание ПАУ в живой части мха незначительно выше, чем в отмершей. На удалении в 1,5 км от шахты и от ТЭС суммарное содержание ПАУ и массовая доля большинства индивидуальных структур выше в отмершей части, максимальные кратности превышения были выявлены для тяжелых 5–6-ядерных структур.

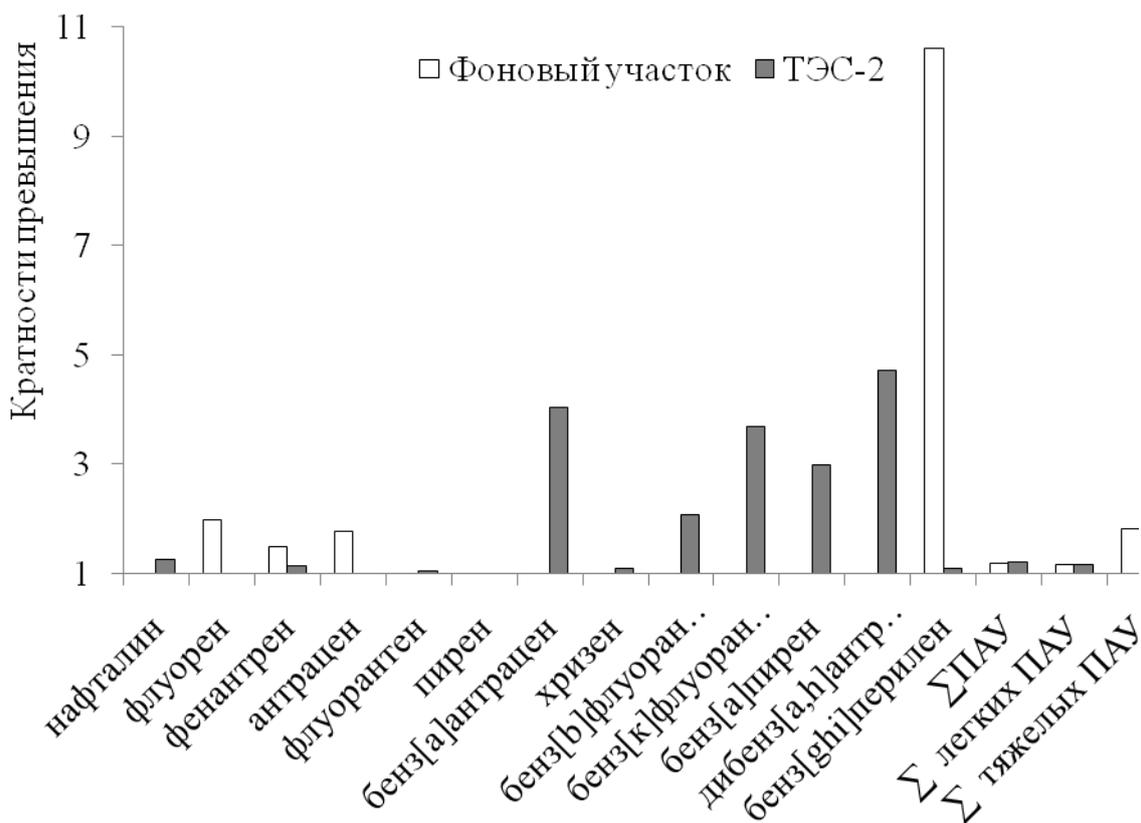


Рис. 2. Кратности превышения содержания индивидуальных ПАУ в живой части мха над отмершей для фонового участка, и в отмершей части над живой для ТЭС-2

*Выводы:* 1. В *Pleurozium schreberi* исследованных участков было идентифицировано 13 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, хризен, бенз[a]антрацен, бензо[b]флуорантен, бензо[k]флуорантен, бенз[a]пирен, дибенз[a,h]антрацен и бенз[ghi]перилен.

2. Показано, что угледобывающая промышленность приводит к большему загрязнению окружающей среды полиаренами нежели ТЭС, кратности превышения фоновых значений содержания ПАУ для них составили 7 и 5 раз соответственно.

3. Установлено, что с ростом уровня загрязнения вклад поверхностного накопления в общее содержание ПАУ во мхе закономерно снижался. Биоаккумуляция полиаренов *Pleurozium schreberi* в условиях загрязнения интенсифицировалась. На интенсивность аккумуляции в первую очередь оказывало воздействие повышение концентраций тяжелых полиаренов.

4. Выявлено, что отличия в суммарном накоплении ПАУ между живой и отмершей частью *Pleurozium schreberi* минимальны и находятся в пределах погрешности. На фоновом участке ПАУ концентрируются в большей степени в живой части мха, на загрязненных участках – в отмершей.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ и Правительства Республики Коми № 16-44-110581 p\_a и госбюджетной темы № Гр.1150200112065.

### Литература

1. Шелякин М. А., Яковлева Е. В., Василевич М. И. Дыхание пойкилогидрических фотоавтотрофов в зоне влияния шахты «Воркутинская» // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2016. Т.2. С. 140–144.
2. 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.
3. Yakovleva E. V., Gabov D. N., Beznosikov V. A., Kondratenok B. M., Aniskina M. V. Biological effects Induced by benzpyrene in soil and plants // Pyrene: Chemical Properties, Biochemistry Applications and Toxic Effects. New York: Nova science publishers, 2013. P. 1–41.
4. Яковлева Е. В., Габов Д. Н., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М. Полициклические ароматические углеводороды в почвах и растениях нижнего яруса южной кустарниковой тундры в условиях техногенеза // Почвоведение. 2014. № 6. С. 685–696.
5. Ровинский Ф. Я., Теплицкая Т. А., Алексеева Т. А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 224 с.

### АККУМУЛЯЦИЯ УРАНА И РАДИЯ МОХООБРАЗНЫМИ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

*Н. Г. Рачкова<sup>1,2</sup>, Л. М. Шапошникова<sup>1</sup>, И. И. Шуктомова<sup>1</sup>*

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

<sup>2</sup> *Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Соркина*

Территории техногенеза с повышенным радиационным фоном и их импактные зоны характеризуются, как правило, значительной неоднородностью площадного и профильного распространения радиоактивных веществ, вследствие чего интенсивность их биоаккумуляции становится труднопрогнозируемым параметром миграционной способности. В этих условиях содержание макро- и микроэлементов, форма нахождения радионуклидов в абиотических компонентах окружающей среды и комплекс многих других факторов опосредованно влияют на биологическое поглощение радиоактивных поллютантов. При благоприятном стечении обстоятельств оно может определять процессы их перераспределения между элементами ландшафта и компонентами окружающей среды.

Цель исследования – рекогносцировочная оценка способности мохообразных к аккумуляции и прочному поглощению урана и радия-226 в северо-таежных водных и наземных экосистемах зоны влияния бывших производственных объектов радиевого промысла.

Большинство промплощадок предприятия расположены в пойме или на надпойменных террасах реки Ухта и ее мелких притоков. Образцы водных мхов, воды и донных отложений были отобраны на импактном участке русла Ухты (по 2 образца), а также в ручьях и на заболоченной нижней террасе территории приповерхностного хранилища твердых радиоактивных отходов (РАО) промысла (по 5 образцов), служившей транзитным элементом ландшафта при миграции радиоактивно-загрязненных поверхностных вод в речную сеть. На мелководье в реке встречались *Fontinalis antipyretica* и *Drepano-*

*cladus aduncus*, в болоте и мелких водотоках участка складирования отходов кроме последнего был распространен *Calliergon giganteum*. В местах пробоотбора на территории хранилища радиационный фон не превышал 0,8 мкЗв/ч, на прибрежных мелководных площадках – не более 0,14 мкЗв/ч.

Участок пробоотбора наземных мхов, напротив, располагался вне зоны активного водообмена на равнинной залесенной площадке, занятой в период деятельности промысла производством по получению древесного угля. После использования его технологические отходы, загрязненные радионуклидами уранового ряда, были возвращены на промплощадку, что и обусловило ее радиоактивное загрязнение. К моменту проведения исследований средняя мощность AMBIENTНОГО эквивалента дозы в зоне локализации отвалов составила 1,72 мкЗв/ч, на незагрязненной ими территории – снижалась по сравнению с этим уровнем до 10 раз. Радиоактивные отходы на участке были полностью покрыты дерниной. Слабо развитая травянистая растительность населяла загрязненную радиоактивными отходами часть участка под пологом смешанного леса, в котором преобладали ель сибирская, сосна обыкновенная, береза пушистая, рябина обыкновенная, ольха серая, осина и ива. Отобранные мохообразные были распространены на территории, примыкающей к месту локализации радиоактивных отходов. Среди них были определены сфагновые (*Sphagnum* sp.) и зеленые мхи (*Pleurozium schreberi* и *Polytrichum commune*). Всего опробовано 12 образцов плеврозиума Шребера и 7 образцов сфагнома.

Содержание радия-226 в объектах окружающей среды определяли эманионным методом на приборе «Альфа-1 [1], урана – по люминесценции перлов с NaF на фотометре «ЛЮФ-57» [2]. Наряду с интенсивностью поступления радия-226 и урана в биомассу оценивали содержание и форму нахождения изучаемых радионуклидов в воде или почвенной толще 0–20 см в местах произрастания мохообразных [3, 4]. С целью исследования прочности поглощения радионуклидов проводилось химическое фракционирование образцов водных мхов [5].

Исследование профиля грунтов на участке произрастания наземных мохообразных подтвердило, что почвенный покров большей части этой территории был представлен техноподзолистой почвой, характеризующейся наличием подстилки мощностью до 4 см, под которой находился слой радиоактивного материала толщиной до 23 см. Глубже него идентифицировались подзолистый и иллювиальный горизонты [3]. Наибольшее количество радионуклидов было сосредоточено в слое 0–20 см почвенного профиля. Так, удельные активности урана в точках отбора плеврозиума Шребера составили 7,2–142 мБк/г, радия – 0,03–1,2 Бк/г. Для сфагнома соответствующие показатели изменялись в пределах 6,5–28,1 и 0,03–0,5 мБк/г.

Другим источником поступления радиоактивных веществ в биомассу мохообразных стали транзитные радиоактивные грунтовые и поверхностные воды и взвеси, вымываемые из почвогрунтов хранилища отходов, сосредоточенных в основном на верхней террасе этого комплекса. Установлено, что радиоактивные элементы перераспределялись в ландшафте за счет вторичных

процессов сорбции на природных сорбирующих материалах – болотных грунтах, донных отложениях и биомассе мохообразных, с высокой плотностью населяющих нижнюю террасу территории хранилища. Об этом свидетельствует содержание урана и радия в соответствующих объектах окружающей среды [6]. Так, в донном материале из ручьев и в болотном грунте удельная активность урана могла превосходить содержание радионуклидов в технологических отходах промысла до 1,5 и 40 раз, преимущественно за счет сорбции гидроксидами железа и марганца, а также органическими веществами. Вторичное закрепление на природных твердых сорбентах растворимого радия было менее выражено и выявлялось только в сравнении с фоновыми донными осадками и грунтами (табл.). В то же время высокие показатели его биоаккумуляции водными мхами в большинстве случаев заметно контрастировали с соответствующими более низкими значениями для урана. Причина этого состоит не только в известном сходстве химических свойств радия с биологически важными макроэлементами щелочноземельной группы, но и в значительной доле взвешенной компоненты радионуклида в водах техногенной и импактной зон. Ее вклад в разные отборы: мог определять до 65% удельной активности водных образцов. При поступлении в речную сеть растворимая компонента радия перераспределялась во взвешенное вещество [4], а уран сохранялся в растворе. По-видимому, это и является основанием для более высокой способности мхов исследуемой акватории к поглощению радия-226, в том числе из вод реки, хотя достоверную статистическую связь между параметрами его биологического поглощения и содержанием взвешенной формы установить не удастся. Однако методом химического фракционирования выявлено, что основное количество (до 74%) радия, аккумулярованного мохообразными, можно вытеснить из растительной ткани без ее разрушения нейтральными и слабокислыми растворами. Принято считать, что десорбированные подобным образом фракции радиоактивных элементов депонированы на поверхности биомассы.

Таблица

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

Водоем	Содержание урана и радия-226		Кн, мл/г в.с.в.	Э, мкСм/см
	в воде, п·10 <sup>-2</sup> Бк/л	в биомассе, пЧ10 <sup>-2</sup> Бк/г золы		
1	2	3	4	5
фоновый участок речной сети районе радиевого промысла				
<i>Fontinalis antipyretica</i> , р. Лыя-Ель	<u>0,2</u> * н/д	<u>0,4</u> * н/д	<u>346</u> * н/д	152
р. Ухта, импактная зона				
<i>Drepanocladus aduncus</i> , июнь 2013 г.	<u>н/д</u> 2,1	<u>0,9</u> 31,4	<u>н/д</u> 4070	470
<i>Drepanocladus aduncus</i> , июнь 2013 г.	<u>н/д</u> 1,9	<u>6,5</u> 75,7	<u>н/д</u> 15400	466

## Продолжение таблицы

1	2	3	4	5
территория хранилища РАО				
<i>Calliergon giganteum</i> , июнь 2012 г.	$\frac{131,6}{8,6}$	$\frac{278,1}{365,7}$	$\frac{317}{6380}$	1200
<i>Calliergon giganteum</i> , июнь 2012 г.	$\frac{54,1}{0,7}$	$\frac{494,5}{79,9}$	$\frac{722}{9710}$	1030
<i>Calliergon giganteum</i> , июнь 2012 г.	$\frac{54,6}{3,0}$	$\frac{28,9}{83,0}$	$\frac{58}{3100}$	1030
<i>Drepanocladus aduncus</i> , июнь 2012 г.	$\frac{24,0}{9,8}$	$\frac{25,1}{52,8}$	$\frac{483}{2490}$	1900
<i>Drepanocladus aduncus</i> , июль 2012 г.	$\frac{36,9}{15,0}$	$\frac{191,2}{89,3}$	$\frac{676}{780}$	2100

Примечание: \* числитель – уран, знаменатель – радий-226, Э – удельная электропроводность воды.

Способность накапливать поллютанты в своих тканях предопределяется анатомическими, морфологическими и физиологическими особенностями мохообразных, поглощающих воду и минеральные вещества не только ризоидами, но и всей поверхностью тела. Показатели поглощения и урана, и радия наземными мхами коррелировали с содержанием радионуклидов в почве, однако степень этой зависимости зачастую была слабой. Коэффициенты корреляции содержаний урана в плеврозиуме Шребера и сфагнуме с удельной активностью почвы составили 0,32 и 0,83, радия – 0,42 и 0,23 соответственно.

Сравнение отношения содержаний радия и урана в образцах почвы и соответствующих величин для мхов свидетельствует о высокой избирательности накопления ими радионуклидов. При значениях для загрязненного грунта 1,1–73,0 частное удельных активностей биомассы варьирует от 35 до 5747, составляя в среднем 865. При этом сфагнум более склонен к поглощению урана, на что указывает высокое содержание последнего в биомассе, изменяющееся в диапазоне концентраций 2,3–46,6 мБк/г. Верхний предел удельной активности радиоактивного элемента для образцов плеврозиума был в 3,5 раза ниже. Биоаккумуляция радия-226 на обоих мхах отвечала этому же уровню. Коэффициенты биологического поглощения (КБП) радионуклида, позволяющие оценить количественно кратность превышения его содержания в золе растений над соответствующей величиной для озоленной почвы, тем не менее, были значительнее, чем для урана, и могли достигать для плеврозиума 57, сфагнума – 131. Практически во всех образцах мхов содержание радия было выше его удельной активности в почве. Несмотря на то, что оба вида мха являются хорошими концентраторами урана и радия, КБП для сфагнума выше, чем для плеврозиума Шребера (рис.). Это вполне согласуется с имеющимися данными о сравнительно большей удельной поверхности и катионообменной емкости его биомассы.

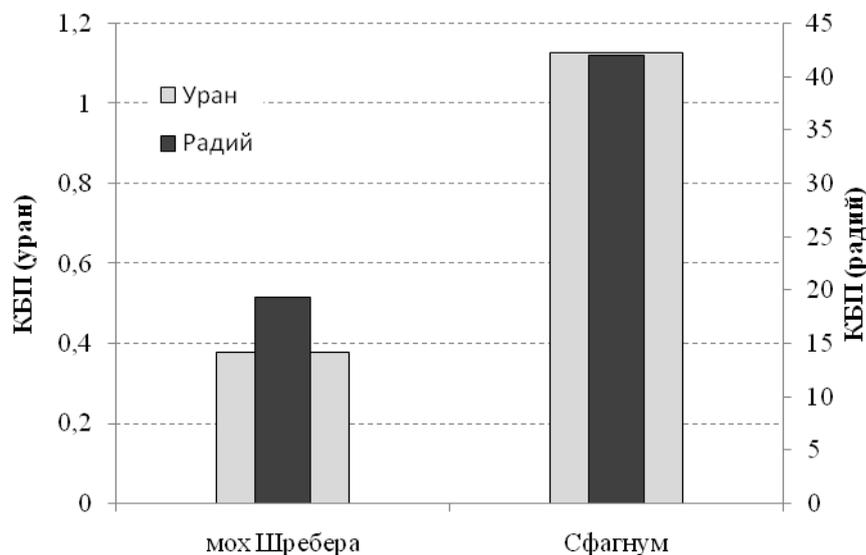


Рис. Средние значения КБП урана и радия-226 для плеврозиума Шребера и сфагнума

Результаты проведенных исследований подводят нас к заключению о значительной роли мохообразных наземных и водных экосистем зон техногенного влияния в аккумуляции урана и радия-226 из загрязненных водных сред и почвы и в ограничении подвижности радионуклидов. Для радиоактивно-загрязненных вод мхи зоны техногенеза и их импактной территории способны выполнять функцию фильтрующего материала и барьера для миграции радиоактивных загрязнений. Они способствуют их разгрузке от поллютантов как по механизму поглощения растворимых соединений, что характерно для урана, так и по пути поверхностного поглощения радиоактивных взвесей, что наиболее очевидно для радия-226. Изучение распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове радиоактивно загрязненных биогеоценозов территории бывшего радиевого промысла подтвердило высокую концентрирующую способность наземных мхов (сфагнума и плеврозиума Шребера) в отношении радия и урана, и выявило сравнительно большую сорбционную активность биомассы сфагнума в процессах их концентрирования. С учетом многолетнего цикла вегетации, функцию ограничения подвижности радиоактивных веществ моховый покров участков территорий бывшего радиевого промысла может выполнять долговременно даже в условиях высокой минерализованности природных растворов.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке проекта конкурсных программ УрО РАН № 15-2-4-26, гранта РФФИ и Правительства Республики Коми №16-45-110051p\_a.*

#### Литература

1. Старик И. Е. Основы радиохимии. Л.: Наука, 1969. 647 с.
2. Добролюбовская Т. С. Люминесцентный метод // Аналитическая химия урана. М.: Наука, С. 143–165.

3. Носкова Л. М., Шуктомова И. И. Сравнительная оценка поглощения  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  травянистой и древесной растительностью в условиях техногенного загрязнения // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 6. С. 642–648.

4. 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.

5. Bolsunovsky A., Zotina T., Bondareva L. Accumulation and release of Am by a macrophyte of the Yenisei River (*Elodea canadensis*) // J. Environ. Radioactivity. 2005. V. 81. P. 33–46.

6. 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.

## АККУМУЛЯЦИЯ ЦИНКА И КОБАЛЬТА РАСТЕНИЯМИ ЯЧМЕНЯ В ПРИСУТСТВИИ ЦЕОЛИТА И ГИДРОФОСФАТ-ИОНОВ

С. Г. Скугорева<sup>1,2,3</sup>, А. К. Эсаулова<sup>1</sup>, А. И. Фокина<sup>1</sup>, В. Н. Кулаков<sup>1</sup>

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

<sup>2</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

<sup>3</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,  
skugoreva@mail.ru, esaulova.a.k@gmail.com

Большинство тяжелых металлов (ТМ) являются эссенциальными элементами (жизненно необходимыми) для растений, к их числу относят цинк и кобальт. Потребность в элементах у растений разная: в больших количествах растениям необходим цинк, в меньших – кобальт. Так, у растений дефицит цинка наблюдается при концентрации в зрелых тканях листьев равной 10–20 мг/кг сухой массы, для кобальта же концентрация 0,02–1 мг/кг сухой массы является нормальной [1].

Однако, даже эссенциальные элементы при высоких количествах в окружающей среде накапливаются в растениях, превышая содержание в почве и норматив содержания в растениеводческой продукции. Зачастую это происходит без видимых симптомов токсичности. Ранее нами было показано, что внесение кобальта и цинка в почву в дозе 10 ПДК (для подвижных форм) не оказывает влияния на рост и накопление биомассы растениями ячменя [2]. Согласно данным [3] в нейтральных почвах толерантная для растений концентрация цинка достигает 1–2 г/кг почвы (50–100 ПДК).

Целью работы было изучить особенности аккумуляции цинка и кобальта растениями ячменя из загрязненных почв в присутствии гидрофосфат-ионов и цеолита.

Объект исследования – растения ячменя *Hordeum distichum* L. сорта «Новичок» ПР-1. Растения выращивали в полиэтиленовых контейнерах размером 0,175 см х 0,12 см, в которые насыпали по 650 г сухой почвы. В каждый сосуд высевали по 30 семян. Перед посевом в почву однократно вносили растворы сульфатов кобальта и цинка в дозах, соответствующих 10 ПДК для подвижных форм элементов [4]. Для уменьшения биоаккумуляции ТМ в почву части вариантов перед посевом вносили цеолит из расчета 42 г на сосуд, в

часть вариантов – гидрофосфат натрия  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  массой 655 мг/сосуд в виде сухой соли.

Контролем служили растения, выращенные в почве без внесения солей ТМ, цеолита и гидрофосфата. Для опыта использовали подзолистую средне-суглинистую почву с  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  7,54 и  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  7,06. Содержание гумуса составило  $3,3 \pm 0,5\%$  (по Тюрину в модификации ЦИНАО), фосфатов –  $9,2 \pm 2,3$  мг/кг (фотометрический метод с аммонием молибденовокислым). Содержание подвижных и валовых форм цинка составило  $8,1 \pm 2,7$  и  $67 \pm 22$  мг/кг, кобальта –  $0,060 \pm 0,025$  и  $6,0 \pm 1,7$  мг/кг, что не превышает ПДК и ОДК.

Сосуды с семенами помещали в контролируемые условия климатической камеры: фотопериод – 14 ч, освещенность – 1000 лк, температурный режим выращивания –  $13^\circ\text{C}$  (ночь)/ $21^\circ\text{C}$  (день). Полив растений осуществляли водопроводной водой по мере необходимости.

Через 17 сут с момента появления всходов растения извлекали из сосудов, отделяли надземную часть, корни отмывали. Растительный материал фиксировали при  $105^\circ\text{C}$ , затем высушивали до постоянной массы при  $70^\circ\text{C}$ . Содержание цинка и кобальта в растениях определяли методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе «Экотест-ВА» [5].

Цинк определяли методом анодной вольтамперометрии с регистрацией анодного тока растворения амальгамы  $\text{Zn}(\text{Hg})_{\text{амальгама}}$ , с использованием метода добавок. Для кобальта метод добавок оказался неприемлем, в связи с особенностями методики.

Определение кобальта основано на адсорбционном концентрировании диметилглиоксиматных (ДМГ) комплексов на поверхности рабочего электрода. Аналитическим сигналом является ток пика катодного восстановления адсорбированных комплексов. Комплекс  $\text{Co}(\text{ДМГ})_2$  р-р образуется при рН среды  $9,4 \pm 0,1$ , поэтому к исследуемым растворам проб, имеющим кислую среду, добавляли по каплям раствор  $\text{NH}_4\text{OH}$  (1:1), контролируя рН с помощью рН-метра. Из-за изменения реакции среды исследуемые растворы мутнели, поэтому перед проведением анализа их фильтровали.

Первоначально расчеты массовой концентрации ионов  $\text{Co}^{2+}$  в исследуемых растворах проб планировалось провести методом добавок стандартного раствора  $10000 \text{ мкг/дм}^3 \text{ Co}^{2+}$ , приготовленного на основе ГСО и аммиачного буферного раствора ( $\text{NH}_4\text{OH} + \text{NH}_4\text{NO}_3$ ) с рН  $9,4 \pm 0,1$ . Но в этом случае площади пиков растворов проб с добавками в подавляющем большинстве случаев были меньше площадей пиков без добавок. При проведении расчетов по концентрациям нескольких получившихся методом добавок проб не прослеживалось никаких закономерностей. В связи с этим был применен метод калибровки. Калибровочный график строили на основе 7 калибровочных растворов с концентрациями  $\text{Co}^{2+}$  2, 4, 6, 8, 10, 12 и 14 мкг/л (рис.).

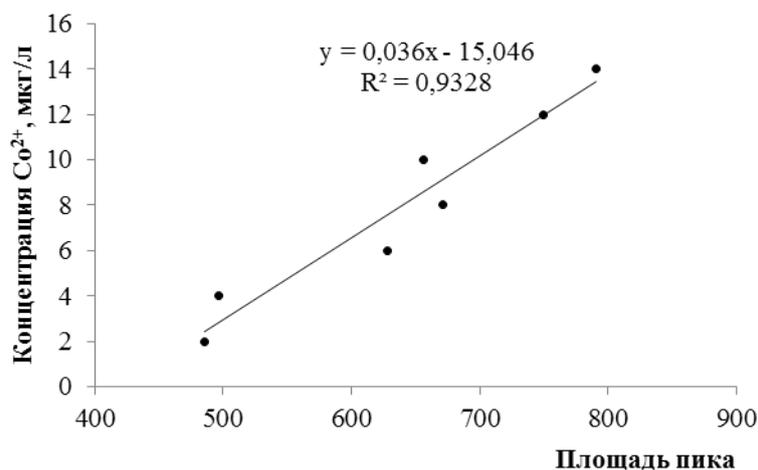


Рис. Калибровочный график для определения концентрации  $\text{Co}^{2+}$

Подготовку проб растений к анализу проводили по ГОСТ 26929-94 [6]. Для характеристики депонирующих свойств корня рассчитан коэффициент задержки или акропетальный коэффициент (АК) как отношение содержания элемента в корне к его содержанию в побеге.

В ходе химического анализа были получены данные по накоплению цинка и кобальта побегами и корнями растений ячменя в присутствии цеолита и фосфатов (табл.).

Таблица

**Содержание цинка и кобальта в растениях ячменя, мг/кг сухой массы**

Вариант	Содержание цинка			Содержание кобальта		
	корни	побеги	АК	корни	побеги	АК
Контроль	н.о.	9,7±3,4	–	0,63±0,16	0,41±0,10	1,5
Цеолит	1,8±0,6	13±5	0,14	1,38±0,35	0,95±0,24	1,5
Фосфаты	11±4	23±8	0,5	1,1±0,27	0,63±0,16	1,7
$\text{Co}^{2+}$	15,5±5	13,7±2,7	1,1	<b>6,8±1,7</b>	<b>10,3±2,6</b>	0,7
$\text{Co}^{2+}$ + цеолит	6,0±2,1	11,2±3,9	0,5	2,5±0,6	0,32±0,08	7,8
$\text{Co}^{2+}$ + фосфаты	5,4±1,9	12±4	0,5	2,1±0,5	0,87±0,22	2,4
$\text{Zn}^{2+}$	99±35	<b>62±12</b>	1,6	0,77±0,19	0,30±0,08	2,6
$\text{Zn}^{2+}$ + цеолит	118±24	<b>63±13</b>	1,9	1,34±0,33	н.о.	–
$\text{Zn}^{2+}$ + фосфаты	130±26	38±13	3,4	1,7±0,4	0,39±0,10	4,4
$\text{Zn}^{2+}$ + $\text{Co}^{2+}$	<b>260±50</b>	<b>61±12</b>	4,3	3,2±0,8	0,61±0,15	5,2
$\text{Zn}^{2+}$ + $\text{Co}^{2+}$ + цеолит	58±20	30±11	1,9	3,4±0,9	0,38±0,10	8,9
$\text{Zn}^{2+}$ + $\text{Co}^{2+}$ + фосфаты	107±21	30±10	3,6	4,0±1,0	0,83±0,21	4,8
Среднее содержание в растениях [7]	15–22			0,2–0,6		

Примечание: н.о. – не обнаружено, жирным шрифтом выделены максимальные концентрации в растениях.

*Аккумуляция цинка.* В контрольном варианте цинк в корнях ячменя не обнаружен, концентрация в побегах (9,7 мг/кг) была в пределах среднего содержания в растениях (15–22 мг/кг) [7]. По данным [8] нормальное содержание цинка в молодых растениях ячменя составляет 60 мг/кг сухой массы, критическое среднее значение – 200 мг/кг сухой массы.

В других вариантах без внесения соли цинка содержание элемента в растениях было выше по сравнению с контролем, однако не превышало среднее количество в растениях.

Можно отметить общую закономерность для незагрязненной цинком почвы: аккумуляция в корнях ниже, чем в побегах ( $AK < 1$ ). Исключение составил вариант  $Co^{2+}$ , в котором концентрация кобальта в корнях была несколько выше, чем в побегах ( $AK = 1,1$ ). Внесение наряду с кобальтом цеолита и фосфатов снижало накопление элемента в 2,6 и 2,9 раза соответственно.

Во всех вариантах, в почвы которых была внесена соль цинка, отмечали наибольшее накопление элемента в корнях: акропетальный коэффициент варьировал от 1,6 до 4,3. Максимальные количества цинка аккумулировали растения в варианте с совместным внесением кобальта и цинка.

Так, содержание в корнях составило 260 мг/кг, что выше среднего в 12 раз и является критическим для молодых растений ячменя [8]. Использование цеолита и фосфатов привело к снижению аккумуляции корнями в 4,5 и 2,4 раза соответственно, побегами – в 2 раза.

В варианте с внесением одной соли цинка содержание элемента в побегах было сопоставимо с вариантом  $Zn^{2+} + Co^{2+}$  ( $\approx 60$  мг/кг), а в корнях элемента содержалось меньше в 2,6 раза. Внесение в почву цеолита не повлияло на накопление цинка, а внесение фосфатов – снизило поступление Zn в 1,6 раза.

*Аккумуляция кобальта.* Содержание элемента в контроле находилось в пределах нормы – 0,2–0,6 мг/кг [7]. По данным [8] нормальное содержание кобальта в молодых растениях ячменя составляет 0,5 мг/кг сухой массы, критическое среднее значение – 6 мг/кг сухой массы.

Наибольшим накоплением Co отличались растения ячменя в варианте с внесением кобальта (10 ПДК подвижной формы). Максимальное количество элемента, выше критического [8], определено в побегах – 10,3 мг/кг, несколько ниже было содержание в корнях – 6,8 мг/кг. Однако эти значения достоверно не различаются, так как погрешность по используемой методике относительно высока (25%). В остальных вариантах аккумуляция кобальта в корнях растений превышает аккумуляцию в побегах:  $AK$  больше 1, что вполне согласуется с данными литературы [9, 10]. В присутствии цеолита и фосфатов ( $Co^{2+} +$  цеолит,  $Co^{2+} +$  фосфаты) накопление кобальта корнями уменьшается в 2,7 и 3,2 раза, побегами – снижается более существенно – в 32 и 12 раз соответственно. Данное снижение может быть обусловлено сорбционной способностью цеолитов и связыванием ТМ в нерастворимые фосфаты.

Несколько меньшей аккумуляцией кобальта отличался вариант с совместным внесением соли цинка ( $Zn^{2+} + Co^{2+}$ ). Содержание элемента в побегах (0,61 мг/кг) и корнях (3,2 мг/кг) было в 17 и 2,1 раза ниже, чем в варианте с внесением одной соли кобальта. Присутствие цеолита и фосфатов не привело к изменению накопления кобальта растениями ячменя. Вероятно, внесение цинка в почву снижает биоаккумуляцию кобальта, а цеолит и фосфаты – в большей степени связывают цинк, чем кобальт.

В варианте с внесением цинка содержание кобальта в растениях было на уровне контроля. Добавление цеолита и фосфатов ( $Zn^{2+}$  + цеолит,  $Zn^{2+}$  + фосфаты) увеличивало концентрацию элемента в корнях ячменя в 1,8–2,1 раза, практически не влияя на содержание в побегах. Увеличение аккумуляции в корнях может быть связано с более высоким поглощением кобальта корнями ячменя в присутствии цеолитов и фосфатов. Так, в вариантах «цеолит» и «фосфаты» отмечали большее содержание элемента в корнях по сравнению с контролем (1,8–2 раза).

Таким образом, по результатам проделанной работы можно сформулировать следующие выводы.

1) Для незагрязненной цинком почвы аккумуляция в корнях 17-дневных растений ячменя была ниже, чем в побегах ( $AK < 1$ ). При загрязнении почвы корень накапливал элемент больше ( $AK > 1$ ), играя роль защитного барьера на пути проникновения избыточных количеств элемента в побег. Для кобальта как в случае загрязнения почвы, так и без него, отмечено преимущественное накопление цинка в корнях ( $AK > 1$ ).

2) Присутствие цеолита и фосфат-ионов до 32 раз снижало аккумуляцию цинка и кобальта. При низкой концентрации элементов в растениях в присутствии цеолитов и фосфата отмечали даже увеличение накопления кобальта корнями растений до 2,1 раза.

3) При совместном внесении кобальта и цинка в почву аккумуляция кобальта корнями снижалась в 2,1 раза, побегами – в 17 раз; накопление цинка корнями возрастало в 2,6 раза. При этом, цеолит и фосфаты снижали в большей мере поступление в растение цинка по сравнению с кобальтом.

Данные факты дают основание полагать, что во взятых количествах ионы цинка и кобальта являются конкурентами за поступление в растение, за сорбцию цеолитом и связывание фосфатами. Ионы металлов имеют много сходства: одинаковые эффективные ионные радиусы для всех координационных чисел, вполне сравнимые константы устойчивости в комплексах со многими лигандами [11]. В связи с тем, что цинк относится к элементам сильного накопления, а кобальт – к элементам слабого накопления, в этой конкуренции при поглощении растениями «выигрывает» цинк.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

#### Литература

1. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
2. Эсаулова А. К., Скугорева С. Г. Влияние  $Co^{2+}$  и  $Zn^{2+}$  на ростовые показатели ячменя в присутствии фосфат-ионов и цеолита // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: Радуга-ПРЕСС, 2016. С. 203–206.

3. Титова В. И., Дабахов М. В., Дабахова Е. В. Экотоксикология тяжелых металлов: Учебное пособие. Н. Новгород: НГСХА, 2001. 135 с.
4. 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.
5. Сборник методик выполнения измерений массовой концентрации ионов меди, свинца, кадмия, цинка, висмута, марганца, никеля и кобальта, методом вольтамперометрии на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА». М.: НПП ООО «Эконикс-Эксперт», 2004. 61 с.
6. ГОСТ 26929-94. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов. М.: Стандартиформ, 2010. 12 с.
7. Агрохимия / Под ред. В. М. Ключковского, А. В. Петербургского. М.: Колос, 1967. 583 с.
8. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1991. 151 с.
9. Siedlecka A. Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients // Acta Soc. Bot. Pol. 1995. V. 64. № 3. P. 262–272.
10. Титов А. Ф., Таланова В. В., Казнина Н. М., Лайдинен Г. Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 172 с.
11. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Под ред. Х. Зигеля, А. Зигель. М.: Мир, 1993. 368 с.

## **ВЛИЯНИЕ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА РОСТ И НАКОПЛЕНИЕ БИОМАССЫ РАСТЕНИЯМИ ЯЧМЕНЯ**

*А. С. Таляр<sup>1</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1,2,3</sup>, А. В. Маркова<sup>1</sup>,  
А. А. Камнева<sup>1</sup>, Н. В. Кручинина<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<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

Тяжелые металлы (ТМ) являются опасными загрязнителями окружающей среды. Попадая в нее, они могут накапливаться в растениях, а затем с пищей попадать в организм человека, тем самым приводя к отравлениям и различным заболеваниям. В небольших дозах многие ТМ являются необходимыми (Zn, Cu, Cr) для растений, животных и человека, а некоторые ТМ токсичны для биоты в низких концентрациях (Pb, Cd). Однако даже необходимые ТМ в высоких концентрациях фитотоксичны. Так, избыток в среде хрома(III) оказывает негативное влияние на растения: повреждение корней, уменьшение размеров листьев, задержка их роста, отмирание отдельных участков листовых пластин, торможение прорастания семян [1–3].

Целью данной работы было изучить влияние ионов хрома(III), свинца(II), цинка, кадмия и меди(II) на ростовые показатели ячменя *Hordeum distichum* L. сорта «Новичок» ПР-1.

Растения выращивали в полиэтиленовых контейнерах, в которые насыпали по 650 г сухой почвы. В почву однократно вносили растворы солей ме-

таллов  $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{PbCl}_2$ ,  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CdCl}_2 \cdot 2,5\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ . Количество вносимых солей ТМ было рассчитано так, чтобы концентрация ионов металлов в почве составляла 50 ОДК [4, 5]. Контролем служил вариант без внесения солей.

По истечении 30 дней после внесения солей, производили посев семян. В каждый сосуд высевали по 30 семян. Сосуды с семенами помещали в контролируемые условия климатической камеры: фотопериод – 14 ч, освещенность – 1000 лк, температурный режим выращивания – 13 °С (ночь)/21 °С (день). Полив растений осуществляли водопроводной водой по мере необходимости.

Через 25 суток 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, высушивали до постоянной массы при 70 °С, затем определяли сухую массу побегов и корней.

В ходе выполнения модельного эксперимента были получены данные по всхожести семян ячменя (табл. 1). Всхожесть выражали как отношение числа семян, давших всходы в течение 7 суток, к общему числу семян.

Таблица 1

**Влияние ионов тяжелых металлов на всхожесть семян ячменя**

Варианты опыта	Число семян, давших всходы, шт.	Всхожесть, %
Контроль	21	70,0
$\text{Cr}^{3+}$	29	96,7
$\text{Pb}^{2+}$	27	90,0
$\text{Pb}^{2+} + \text{Cr}^{3+}$	29	96,7
$\text{Cu}^{2+}$	10	33,3
$\text{Cu}^{2+} + \text{Cr}^{3+}$	0	0,0
$\text{Zn}^{2+}$	27	90,0
$\text{Zn}^{2+} + \text{Cr}^{3+}$	28	93,3
$\text{Cd}^{2+}$	29	96,7
$\text{Cd}^{2+} + \text{Cr}^{3+}$	5	16,7

Из данных, приведенных в таблице 1 видно, в варианте с внесением в почву  $\text{Cu}^{2+} + \text{Cr}^{3+}$  семена в течение 7 суток не всходили. Низкой была всхожесть в вариантах  $\text{Cd}^{2+} + \text{Cr}^{3+}$  и  $\text{Cu}^{2+}$ : 16,7 и 33,3% соответственно. В некоторых вариантах отмечали некоторую стимуляцию всхожести по сравнению с контролем:  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+} + \text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Zn}^{2+} + \text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ .

Кроме того, оценивали влияние растворов солей на ростовые показатели и накопление биомассы растениями ячменя (табл. 2). Определяли длину корней, побегов, листьев; сырую и сухую массы корня и побега. Установлено, что наиболее сильное влияние на растения оказали ионы  $\text{Cu}^{2+}$  и  $\text{Zn}^{2+}$ .  $\text{Pb}^{2+}$  и  $\text{Cd}^{2+}$  не оказали существенного влияния на данные показатели.

Таблица 2

**Влияние ионов тяжелых металлов на ростовые показатели и накопление биомассы растений ячменя**

Варианты опыта	Длина, см					Масса сырая, г/растение		Масса сухая, г/5 растений	
	корень	побег	1 лист	2 лист	3 лист	корень	побег	корень	побег
Контроль	15,0±3,5	34,1±2,6	11,2±1,6	22,9±2,4	23,6±4,0	0,112±0,020	0,556±0,105	0,040±0,003	0,215±0,027
Cr <sup>3+</sup>	15,5±1,5	34,8±1,5	13,0±1,3	26,2±1,3	21,6±2,0	0,168±0,014*	0,456±0,033	0,051±0,013	0,238±0,030
Pb <sup>2+</sup>	16,6±2,4	30,8±1,7	11,5±0,8	22,8±1,8	16,2±3,3	0,150±0,019	0,388±0,052	0,047±0,001	0,159±0,023
Pb <sup>2+</sup> + Cr <sup>3+</sup>	10,8±1,3	32,7±1,6	12,5±1,7	24,6±1,7	17,2±3,5	0,150±0,024	0,352±0,049*	0,042±0,005	0,184±0,019
Cu <sup>2+</sup>	–	10,8±1,8*	3,6±0,4*	6,3±1,5*	0,7±0,2*	–	0,083±0,014*	–	0,067±0,008*
Cu <sup>2+</sup> + Cr <sup>3+</sup>	–	3,9±0,8*	1,7±0,7*	5,7**	–	–	0,040±0,008*	–	–
Zn <sup>2+</sup>	3,4±0,6*	24,0±2,0*	8,6±0,9*	18,4±1,5	8,1±3,2*	0,064±0,011*	0,222±0,043*	0,041±0,009	0,127±0,037
Zn <sup>2+</sup> + Cr <sup>3+</sup>	1,5±0,4*	14,5±2,0*	6,7±0,8*	11,4±1,8*	2**	0,041±0,006*	0,111±0,018*	0,030±0,005	0,079±0,019*
Cd <sup>2+</sup>	16,2±1,2	28,3±1,5	10,1±0,7	19,2±1,7	14,0±3,0	0,127±0,011	0,321±0,026*	0,051±0,004	0,155±0,014
Cd <sup>2+</sup> + Cr <sup>3+</sup>	14,7±0,8	34,9±1,6	10,7±0,8	25,6±0,4	23,7±4,4	0,176±0,025	0,485±0,074	0,228**	0,058**

Примечание: \* – различия с контролем достоверны при уровне значимости  $P \geq 0,95$ ; \*\* – проводили одно измерение, поэтому расчет погрешностей и достоверности различий с контролем не возможны; – не измеряли.

Длина корней растений уменьшалась под влиянием  $Zn^{2+}$  в 4,4 раза,  $Zn^{2+} + Cr^{3+}$  – в 10 раз по сравнению с контролем. Если сравнить варианты  $Zn^{2+}$  и  $Zn^{2+} + Cr^{3+}$ , то исходя из полученных данных, хром оказывает дополнительное отрицательное влияние, усиливая воздействие цинка на растения.

Длина побегов уменьшалась в вариантах, содержащих  $Cu^{2+}$  и  $Zn^{2+}$ , соответственно в 3,1 и 1,3 раза. Хром в вариантах с медью и цинком усиливал действие данных металлов: длина побегов растений была меньше по сравнению с контролем в 6,6 раза и в 1,7 раза соответственно.

Длина листьев ячменя уменьшалась также, как длина побегов и корней: отрицательное влияние на рост оказали варианты с внесением  $Cu^{2+}$  и  $Zn^{2+}$ . Хром также усиливал действие ТМ на данные показатели.

В целом, по влиянию данных ТМ можно сделать вывод, что на длину корней, побегов и листьев тормозящее влияние оказали  $Cu^{2+}$  и  $Zn^{2+}$ . В тех вариантах, в которые был добавлен хром, отмечали усиление отрицательного влияния на рост растений.

На накопление сырой массы растений металлы оказывали влияние по-разному. Некоторые ионы металлов, таких как Zn, Cu, Cd, уменьшали накопление биомассы побегами растений в 2,5; 6,7 и 1,7 раза. Добавление хрома усиливало токсическое воздействие в среднем в 2 раза.

На накопление сырой массы корнями растений повлияли только  $Cr^{3+}$  и  $Zn^{2+}$ . Причем, эффект от их действия был противоположным: если хром увеличивал накопление биомассы в корнях в 1,5 раза, то цинк – уменьшал в 1,8 раза. При совместном присутствии данных элементов биомасса уменьшилась по сравнению с контролем в 2,7 раза, и по сравнению с цинком – 1,6 раза, следовательно, хром и в данном варианте усиливал действие цинка.

На сухую массу растений достоверное влияние выявлено только в двух вариантах из 12:  $Cu^{2+}$  и  $Zn^{2+} + Cr^{3+}$ , в которых происходило снижение накопления сухой массы побегов в 3,2 и 2,7 раза соответственно.

Таким образом, по данным, полученным в результате эксперимента, можно сделать следующие выводы:

1) При внесении в почву ионов меди(II), а также хрома(III) совместно с ионами меди(II) отмечали снижение всхожести семян ячменя, в варианте  $Cu^{2+} + Cr^{3+}$  семена ячменя в течение 7-й суток не давали всходов.

2) Наиболее фитотоксичными для растений ячменя являлись ионы меди(II) и цинка, под их влиянием снижался рост корней, побегов и листьев 25-дневных растений ячменя. В присутствии ионов хрома(III) тормозящее действие на рост ионов меди(II) и цинка усиливалось, хотя внесение в почву только соли хрома не оказывало влияния на растения.

3) При внесении в почву ионов свинца(II), кадмия, хрома(III), а также их сочетаний ( $Cd^{2+} + Cr^{3+}$ ,  $Pb^{2+} + Cr^{3+}$ ) в концентрациях 50 ОДК не отмечено достоверных изменений ростовых показателей и существенных изменений в накоплении биомассы растениями ячменя.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного*

*воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.*

#### **Литература**

1. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почве и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 142 с.
2. Мильчакова О. В., Иванов А. И. Тяжелые металлы в сельскохозяйственных растениях // Экология и промышленность России. 2000. № 9. С. 38–40.
3. Ягодин Б. А. Тяжелые металлы и здоровье человека // Химия в сельском хозяйстве. 1995. № 4. С. 18–20.
4. ГН 2.1.7.2511-09. «Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве».
5. ГН 2.1.7.12-1-2004. «Перечень предельно допустимых концентрации (ПДК) и ориентировочно допустимых концентраций (ОДК) химических веществ в почве».

### **ВЛИЯНИЕ КАТИОНОВ АЛЮМИНИЯ И СВИНЦА(II) НА ПРОРАСТАНИЕ СЕМЯН И РОСТ ПРОРОСТКОВ ЯЧМЕНЯ СОРТА НОВИЧОК**

*Л. Л. Караваяв<sup>1,3</sup>, А. С. Таляр<sup>1</sup>, С. Г. Скугорева<sup>1,2,3</sup>, Т. Я. Ашихмина<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,*

*llk-17@yandex.ru*

В настоящее время все большее внимание уделяется изучению экологического состояния окружающей среды (ОС). Это связано с постоянным увеличением нагрузки на ОС со стороны промышленных предприятий [1]. Одними из основных загрязнителей почв являются тяжелые металлы (ТМ), которые способны накапливаться в почвах и растениях. Среди них наиболее токсичным считается свинец. Во всех международных документах, посвященных проблемам биосферы и окружающей среды, этот металл неизменно называется одним из самых опасных загрязнителей [2].

Особую опасность представляет загрязнение почв в условиях повышенной кислотности почв. В результате этого увеличивается содержание подвижных форм ТМ, в частности свинца, что может повлиять и на их аккумуляцию растениями. Одним из наиболее существенных отрицательных факторов, вызванных высокой кислотностью, является накопление в почве подвижного алюминия [3]. Известно, что алюминиевая токсичность является основной причиной недобора урожая зерновых культур на кислых почвах [4]. Данная ситуация характерна для Кировской области, так как генетическая особенность ее почв – повышенное содержание алюминия и высокая кислотность.

В научной литературе имеется большое количество работ, в которых в модельных экспериментах исследуется воздействие отдельных ТМ на растения, однако их совместное влияние на растения изучено недостаточно полно.

Целью работы было изучить влияние катионов алюминия и свинца(II), на прорастание семян и рост проростков ячменя.

Опыты проводили в чашках Петри в термостате при температуре 25 °С. Оценивали лабораторную всхожесть, дружность прорастания и скорость прорастания семян ячменя, устойчивого к действию алюминия на кислых почвах, сорта Новичок. Всхожесть выражали как отношение числа проросших семян в течение 4 суток к общему числу семян. Дружность прорастания рассчитывали, как частное от деления всхожести на число дней, за которые семена прорастали. Скорость прорастания рассчитывали, как средневзвешенное количество дней, приходящееся на прорастание одного семени [5].

Семена проращивали в чашках Петри на растворах хлорида алюминия с концентрацией  $Al^{3+}$  20 мг/л (100 ПДК для воды) и хлорида свинца с концентрацией  $Pb^{2+}$  1 мг/л (100 ПДК для воды) [6, 7]. Контролем служил вариант с дистиллированной водой. Семена считали проросшими, если длина первичного корня была больше 2 мм. Опыты по определению посевных показателей проводили в 3-х кратной повторности (чашка Петри). Определяли линейные размеры и накопление биомассы 4-дневных проростков ячменя.

В ходе выполнения эксперимента выявлено, что катионы алюминия, свинца(II) в выбранных концентрациях не оказывали существенного влияния на лабораторную всхожесть, дружность прорастания и скорость прорастания семян ячменя (табл. 1). Различия между вариантами с внесением солей и контролем были достоверно не значимыми.

Таблица 1

**Посевные качества семян**

Варианты опыта	Всхожесть, %	Дружность прорастания, %	Средняя скорость прорастания, сут.
Контроль	96,7±0,0	48,3±0,0	1,76±0,15
$Al^{3+}$	97,8±3,8	48,9±1,9	1,89±0,15
$Pb^{2+}$	96,7±3,3	43,0±9,4	1,91±0,09
$Al^{3+} + Pb^{2+}$	88,9±5,1	44,4±2,5	2,00±0,09

Кроме того, оценивали влияние растворов солей на ростовые показатели и накопление биомассы 4-дневными проростками ячменя (табл. 2). Определяли длину, сырую, сухую массу первичного корешка и первичного побега (колеоптиля). Внесение 100 ПДК  $Al^{3+}$  и 100 ПДК  $Pb^{2+}$  не оказало влияния на показатели роста проростков ячменя. Однако, совместное присутствие  $Pb^{2+}$  и  $Al^{3+}$  приводило к увеличению длины в 1,7 раза и накоплению сырой массы колеоптилями в 1,3 раза. Вероятно, что на первых этапах онтогенеза взятые концентрации свинца и алюминия не оказывают воздействия на рост ячменя. Отсутствие реакции на катионы алюминия можно объяснить алюмоустойчивостью данного сорта ячменя. Некоторое увеличение длины и сырой массы колеоптиля в варианте  $Al^{3+} + Pb^{2+}$  можно объяснить тем, что при низких дозах стресс-факторов они могут оказывать стимулирующий эффект на рост растений.

**Влияние Pb<sup>2+</sup> и Al<sup>3+</sup> на показатели роста проростков ячменя**

Варианты опыта	Длина, см		Сырая масса проростка, г	Сырая масса, г/растение		Сухая масса, г/10 растений	
	1	2		1	2	1	2
Контроль	7,1±1,4	2,8±0,5	0,132±0,038	0,080±0,028	0,040±0,009	0,110±0,021	0,118±0,032
Al <sup>3+</sup>	6,6±0,8	3,2±0,5	0,100±0,018	0,060±0,012	0,040±0,006	0,091±0,007	0,078±0,023
Pb <sup>2+</sup>	6,0±1,5	2,9±0,8	0,086±0,041	0,051±0,020	0,031±0,011	0,101±0,021	0,085±0,020
Al <sup>3+</sup> + Pb <sup>2+</sup>	7,8±0,7	4,6±0,7*	0,149±0,021	0,087±0,016	0,054±0,008*	0,097±0,016	0,099±0,017

Примечание: 1 – корень, 2 – coleoptиль, \* – различия с контролем достоверны при уровне значимости  $P \geq 0,95$ .

Таким образом, при проращивании семян ячменя сорта Новичок на растворах, содержащих 100 ПДК Pb<sup>2+</sup>, 100 ПДК Al<sup>3+</sup> всхожесть, дружность и средняя скорость прорастания достоверно не изменялись. Этот вывод подтверждает статус ячменя сорта Новичок, отселектированного на устойчивость к воздействию алюминия. Взятые концентрации солей не оказывали влияния на рост и развитие корня 4-х дневных проростков. Однако, в варианте при совместном присутствии ионов свинца и алюминия отмечено увеличение длины и сырой массы coleoptиля ячменя.

**Литература**

1. Аксенова Е. А., Домнина Е. А. Влияние загрязнения Кирово-Чепецкого химического комбината на анатомо-морфологические характеристики // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы Всерос. конф. Киров, 2012. С. 54–57.
2. Кушнарёва О. П., Перекрестова Е. Н. Влияние различных концентраций солей меди и свинца на содержание хлорофилла и содержание углерода в листьях растений // Вестник Оренбургского государственного университета. 2015. № 10. С. 294–297.
3. Карпова А. Ю., Исупов А. Н., Башков А. С., Бортник Т. Ю. Влияние известкования на содержание подвижных форм алюминия в дерново-подзолистой почве и урожайность полевых культур // Вестник Удмуртского университета. 2013. № 3. С. 15–22.
4. Смирнов А. Е., Косян А. М., Косык О. И., Таран Н. Ю. Роль корневых экссудатов в адаптивных реакциях гречихи обыкновенной в условиях алюмокислого стресса // Журнал физиологии стресса и биохимии. 2014. № 1. С. 195–202.
5. Майсурян Н. А., Степанов В. Н., Кузнецов В. С., Лукьянюк В. И., Черномаз П. А. Растениеводство. М.: Изд-во «Колос», 1965. 472 с.
6. ГН 2.1.5.1315-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.
7. СанПиН 2.1.4.1116-02. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды, расфасованной в емкости. Контроль качества.

## АЛЬГОИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ УРБАНОЗЕМОВ В РАЙОНАХ АВТОЗАПРАВОЧНЫХ СТАНЦИЙ г. КИРОВА

*Н. М. Зимонина, В. Р. Бобрецова, А. С. Олькова, Е. И. Лялина*  
*Вятский государственный университет, zimonina.nata@mail.ru*

Оценка экологического состояния городских почв является актуальной задачей мониторинга урбанизированных территорий. Современные автозаправочные станции (АЗС), расположенные в городской черте являются не только объектами аварийной опасности, но и источниками хронического загрязнения окружающей территории. Приоритетными загрязнителями урбаноземов на территории АЗС являются нефтепродукты. Присутствие последних, нарушает экологические функции почвы и влияет на жизнедеятельность почвенных микрофототрофов (цианобактерий и почвенных водорослей). Реакция почвенных водорослей на присутствие нефти и нефтепродуктов в почве описана в [1–3].

В качестве основного индикационного признака нами были выбраны количественные показатели альгогруппировок урбаноземов (количество клеток, биомасса водорослей), так как именно количественные характеристики изменяются в первую очередь в условиях антропогенного воздействия. Видовой состав альгофлоры урбаноземов транспортной зоны г. Кирова рассмотрен в ряде работ [4, 5]. Поэтому нами учитывался только состав доминантов альгогруппировок при прямом микроскопировании проб почвы и по интенсивности развития водорослей на стеклах обрастания.

Определение содержания нефтепродуктов (НП) выполнено с использованием метода инфракрасной спектрофотометрии (ИК-спектрометрия) на приборе «КН-2М» [6].

Пробы для альгологического анализа отобраны на АЗС, различающихся уровнем загрязнения нефтепродуктами: АЗС-1 (высокий уровень загрязнения), АЗС-3 (допустимый уровень загрязнения) и АЗС-4 (низкий уровень загрязнения). Пробы отобраны в характерных для почвенных водорослей местообитаниях: газоны, отделяющий АЗС от автомагистрали, газоны на территории АЗС, участки на периферии заасфальтированной площадки, в противоположной стороне от дороги.

Результаты исследования показали, что количество клеток водорослей в почве колебалось в пределах от 3 до 758 тыс. клеток/г почвы, биомасса от 0,04 до 0,61 г/м<sup>2</sup>.

Наименьшие количественные показатели характерны для альгогруппировок урбаноземов АЗС-1, где отмечено наибольшее количество проб с высокой концентрацией нефтепродуктов в почвах от 3550 до 4820 мг/кг. Так, на газоне, отделяющем АЗС от автомагистрали, количество клеток составило всего 3 тыс./г, это наименьшее значение среди всех обследованных участков, биомасса водорослей составила – 0,04 г/м<sup>2</sup>. Ведущее значение в формировании количества клеток принадлежало нитчатым синезеленым водорослям

(цианобактериям) с шириной трихомов – 3,3 мкм. Но в создании биомассы активное участие принимали одноклеточные зеленые водоросли, на долю которых приходилось 52% от всей биомассы. Доминантами альгогруппировок являлись *Plectonema boryanum* Gom. и одноклеточные зеленые водоросли. На данном участке отмечен представитель гетероцистных синезеленых водорослей из рода *Nostoc*, способный к фиксации атмосферного азота.

В альгогруппировке газона на территории данной АЗС отмечена смена доминантов, здесь активно развивалась синезеленая нитчатка *Microcoleus vaginatus* Gom., а из зеленых – *Clamydomonas* sp. На данном участке увеличивается количество клеток водорослей до 128 тыс./г почвы, биомасса – 0,4 г/м<sup>2</sup>. Основу количественных показателей составили синезеленые нитчатки с шириной трихома 3,3 мкм.

Высокие значения количественных показателей отмечены на участках АЗС-4. Так, на периферии асфальтированной площадки количество клеток водорослей составило 217 тыс./г грунта, биомасса – 0,34 г/м<sup>2</sup>. Интересно отметить, что основу количества клеток составили нитчатые синезеленые водоросли, а основу биомассы составили диатомовые водоросли (*Hantzshia amphioxys* (Ehr.) Grun. var. *amphioxys*) до 44% всей биомассы. *H. amphioxys* вошла в состав доминантов альгогруппировок исследованных участков АЗС-4.

Доминантом альгогруппировок на участках АЗС-3 являлась синезеленая нитчатка *Phormidium autumnale* (Ag.) Gom. Количественные показатели колебались от 293 тыс./г грунта (на газоне, между дорогой и АЗС) до 758 тыс./г грунта (на периферии площадки АЗС), биомасса в среднем составила от 0,27 г/м<sup>2</sup>.

Альгологический анализ показал, что на одной и той же АЗС в разных местообитаниях формируются альгогруппировки близкие по составу доминантов, но различающиеся по количественным показателям. Следовательно, количественные показатели являются достаточно чувствительными индикационными признаками состояния урбаноземов на АЗС. Сравнение данных химического анализа с полученными количественными альгологическими данными, показало, что не всегда между уровнем загрязнения и биоиндикационными показателями существует прямая связь. Присутствие на сильнозагрязненных участках представителей синезеленых водорослей, в том числе гетероцистных, а также одноклеточных зеленых водорослей-убиквистов подтверждает их особую устойчивость к нефти и продуктам ее переработки.

### Литература

1. Ельшина Т. А. Почвенные водоросли как индикаторы некоторых видов техногенного загрязнения почвы (на примере загрязнений, связанных с нефтедобычей): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киров, 1986. 15 с.
2. Кабиров Р. Р. Суханова Н. В. Почвенные водоросли городских газонов (Уфа, Башкортостан) // Ботанический журнал. 1997. Т. 82. № 3. С. 46–57.
3. Зимонина Н. М. Роль почвенных водорослей в восстановлении нарушенного почвенно-растительного покрова районов нефте-угледобычи Республики Коми // Известия Коми научного центра УрО РАН. 2016. № 2 (26). С. 44–52.

4. Кондакова Л. В., Висич В. А. Флора почвенных водорослей г. Кирова // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Междунар. науч.-практ. конф., посвященной 100-летию со дня рождения профессора Э. А. Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2010. С. 177–182.

5. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Зыкова Ю. Н., Ефремова В. А. Цианобактерии городских почв // Принципы экологии. 2013. № 4. С. 10–27.

6. Бобрецова В. Р., Олькова А. С., Зимонина Н. М., Лялина Е. И. Исследование локального загрязнения урбаноземов в районах автозаправочных станций г. Кирова // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. Киров. Киров: ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 78–80.

## **ШТОРМГЛАСС КАК ВОЗМОЖНАЯ МОДЕЛЬ НЕЛИНЕЙНОЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ**

*Е. А. Фалалеева, Е. Н. Резник*

*Вятский государственный университет,  
katefalaleeva@gmail.com, reznick@yandex.ru*

В переводе с английского «storm-glass» означает «штормовая склянка». Одним из первых описание этого прибора дал контр-адмирал Роберт Фицрой – ученый, гидрограф, основатель Британского метеорологического департамента. Он опубликовал «Книгу о погоде», в которой описал данный прибор, которым пользовался в своих морских путешествиях.

Барометр Фицроя – химический метеорологический прибор, представляющий собой герметично закрытую стеклянную колбу или ампулу. Прозрачный сосуд заполнен спиртовым раствором, в котором в определенных пропорциях растворены камфора, хлорид аммония и нитрат калия. При разных погодных условиях жидкость в сосуде может быть в разной степени мутной или прозрачной, в ней выпадает кристаллический осадок, возникают узоры различных форм и размеров. Считается, что по состоянию жидкости можно предсказывать погоду. На сегодняшний день механизм работы прибора до сих пор до конца не изучен, нельзя с определенной уверенностью утверждать, что штормгласс регистрирует изменения погоды. Выдвигается множество различных гипотез и предположений [1].

На первый взгляд кажется, что протекание подобных процессов в замкнутой системе, находящейся в отапливаемом помещении, практически при постоянной температуре противоречит законам термодинамики.

Представляет значительный теоретический и практический интерес раскрытие механизма возникновения различных видов кристаллов и выявление факторов, влияющих на их постоянное изменение.

Существует множество различных вариаций создания данной системы. Рецепты создания штормгласса можно найти как в интернете, так и в научно-популярных журналах. Так, например, в журнале «Химия и жизнь» за 1979 г. дается не только полная инструкция по созданию барометра, но и полное

описание работы этого прибора. В журнале «Наука и жизнь» за 2015 г. так же описан результат работы автора с этим прибором.

Нами были проведены серии наблюдений барометра Фицроя и получены данные о состоянии кристаллов, образующихся в данной системе, проанализирована их зависимость погодных условий (температура, направление ветра, давление, осадки, облачность).

Время наблюдений длилось с 1 марта 2016 г. по 12 апреля 2016 г., то есть 43 дня, а так же в период с 21 декабря 2016 г. по 1 января 2017 г.

При проведении эксперимента использовались три штормгласса, изготовленные по различным методикам [2, 3]. Приборы были поставлены в отапливаемом, светлом помещении. Поведение системы в различных приборах было сходным.

Результаты наблюдений за прибором за декабрь месяц представлены в таблице, где указано состояние погоды на конкретный день вид и поведение кристаллов в штормглассе.

Таблица

**Зависимость характера кристаллов от погодных условий  
на период с 21.11.16 – 01.01.17**

Число	Температура, °С	Давление, мм.рт.ст	Облачность	Явления	Ветер	Характер кристаллов, наблюдения
1	2	3	4	5	6	7
21.11.16	-7	767	Мало-облачно	–	ЮЗ 2м/с	Мутный раствор
22.11.16	-7	760	Мало-облачно	–	ЮЗ 4 м/с	Мутный раствор
23.11.16	-7	755	Мало-облачно	–	ЮЗ 4 м/с	Мутный раствор
24.11.16	-7	745	Пасмурно	Снег	ЮЗ 3 м/с	Мутный раствор
25.11.16	-2	735	Пасмурно	Снег	СЗ 2 м/с	Мутный раствор
26.11.16	-8	739	Облачно	Снег	Штиль	Укрупнение кристаллов, по форме напоминающих еловую лапу
27.11.16	-9	733	Облачно	Снег	В 4 м/с	Раствор слегка помутнел, образовалась взвесь маленьких звездочек, на улице была легкая туманность
28.11.16	-5	736	Пасмурно	Снег	В 3 м/с	Большие хлопья, похожие на комочки ваты, кристаллы округлые, мягкие
29.11.16	-8	737	Пасмурно	Снег	З 1 м/с	Мутный раствор
30.11.16	-13	743	Пасмурно	Снег	СЗ 1 м/с	Мутный раствор
1.12.16	-16	747	Пасмурно	–	Ю 2 м/с	Мутный раствор

Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6	7
2.12.16	-12	747	Облачно	–	ЮВ 4 м/с	Мутный раствор
3.12.16	-12	743	Пасмурно	Снег	В 1 м/с	Мутный раствор
4.12.16	-15	743	Пасмурно		Сз 1 м/с	Мутный раствор
5.12.16	-11	740	Пасмурно	Снег	Ю 2 м/с	Мутный раствор
6.12.16	-9	729	Пасмурно	Снег	С 3 м/с	Мутный раствор
7.12.16	-23	743	Облачно	–	СЗ 1 м/с	Выразительные папоротникообразные кристаллы
8.12.16	-21	737	Мало-облачно	Снег	ЮВ 2 м/с	Кристаллы на дне, игольчатой формы. Сверху прозрачный раствор
9.12.16	-15	730	Пасмурно	Снег	Ю 2 м/с	Мутный раствор
10.12.16	-9	722	Пасмурно	–	З 2 м/с	Мутный раствор
11.12.16	-16	729	Облачно	Снег	З 2 м/с	Мутный раствор, кристаллы по всему объему в виде хлопьев снега
12.12.16	-14	734	Пасмурно	Снег	З 3 м/с	Мутный хлопьеобразный раствор
13.12.16	-17	740	Мало-облачно	–	ЮЗ 2 м/с	Выразительные кристаллы на дне
14.12.16	-14	740	Пасмурно	Снег	ЮЗ 2 м/с	Кристаллы округляются переходя в хлопья
15.12.16	-19	748	Ясно	–	СЗ 1 м/с	Сверху образовался прозрачный слой жидкости, на дне плотный осадок в виде хлопьев.
16.12.16	-22	753	Мало-облачно	–	ЮЗ 2 м/с	Раствор мутнеет, снизу постепенно поднимаются хлопья кристаллов и оседают сверху раствора
17.12.16	-17	746	Мало-облачно	–	Штиль	Образование плотного скопления кристаллов на поверхности, напоминающие «корочку льда», внизу раствор с «нитями»
18.12.16	-12	740	Пасмурно	–	В 1 м/с	Мутный раствор

Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6	7
19.12.16	-24	748	Мало-облачно	–	С 1 м/с	Кристаллы опустились на дно, начало образования красивых остrokонечных кристаллов. С понижением температуры геометрия кристаллов менялась, начинали образовываться иглы
20.12.16	-31	759	Ясно	–	ЮЗ 1 м/с	На дне иглообразные кристаллы ( острые лучи снежинок), на поверхности чистый, прозрачный раствор.
21.12.16	-5	744	Пасмурно	Снег	С 5 м/с	Раствор мутный, кристаллы смягченные, округлые
22.12.16	-21	755	Пасмурно	–	ЮВ 3 м/с	Кристаллы приобрели более остrokонечную форму, мути из раствора медленно оседает.
23.12.16	-5	748	Пасмурно	Снег	ЮЗ 1 м/с	Раствор мутный
24.12.16	-2	743	Пасмурно	Снег	ЮЗ 2 м/с	Раствор мутный
25.12.16	-3	746	Пасмурно	–	Ю 3 м/с	Раствор мутный
26.12.16	-4	743	Пасмурно	Снег	Ю 2 м/с	Раствор мутный
27.12.16	-3	734	Пасмурно	Снег	Ю 3 м/с	Раствор мутный
28.12.16	-2	740	Пасмурно	Снег	З 2 м/с	Раствор мутный
29.12.16	-10	752	Пасмурно	–	Штиль	Укрупнение кристаллов, оседание мути в растворе, кристаллы игольчатые, напоминают листья папоротника
30.12.16	-3	746	Пасмурно	–	З 2 м/с	Мутный раствор
31.12.16	-1	733	Пасмурно	Снег	З 4 м/с	Образование мути, кристаллы напоминают комочки ваты.

Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6	7
1.01.17	+1	729	Мало-облачно	–	3 3 м/с	Мутный раствор, кристаллы напоминают воздушные кусочки ваты в воде.

При наступлении похолоданий кристаллов было мало, они имели игольчатую форму и росли с поверхности осадка вверх. В морозное утро длина таких кристаллов возрастала, а после обеда с небольшим потеплением они становились короче. Иногда на стеклянной поверхности образовывались тонкие, едва заметные кристаллические узоры, подобные узорам на окнах (перистые, листики). В ясные дни независимо от температуры смесь оставалась прозрачной, рыхлой, малого объема. При выпадении атмосферных осадков количество кристаллов увеличивалось, делая смесь мутной. Иногда кристаллы всплывали на поверхность, иногда оседали на стенках пробирки.

Наибольший интерес представляет то, что чаще всего при пасмурной погоде, особенно когда идет снег, раствор становится мутным, кристаллы однородны, соответственно энтропия системы принимает максимальное значение. При ясной погоде форма кристаллов становится разнообразной, нарушается симметрия системы, энтропия уменьшается. Такой процесс возможен только в системе с диссипацией энергии. Можно предположить, что в данном случае происходит диссипация энергии поглощаемого света, аналогично тому как это происходит в экосистемах. При малом потоке световой энергии состояние системы приближается к равновесному. При увеличении светового потока возникают диссипативные структуры. Разнообразие возникающих кристаллов в соответствии с законами синергетики определяется развитием флуктуаций в многокомпонентной системе [4]. Разнообразные формы кристаллов сложного состава в какой-то степени моделируют возникновение биологического разнообразия в экосистеме.

В данный момент ведутся работы по изучению качественного состава образующихся кристаллов, так как было выдвинуто предположение, о возникновении молекулярных кристаллов переменного состава.

В штормгласе и его возможных аналогах, вообще в так называемых метеотропных химических реакциях, в механизмах действия сверхслабых полей на вещество известно очень мало. Очень многое в эмпирических данных требует проверки, насыщения цифровым материалом. Список неизвестного и непонятного в этой области знания удручающе велик [5].

Поскольку на сегодняшний день механизм работы прибора до сих пор до конца не изучен и нельзя с определенной уверенностью утверждать, что штормглас регистрирует изменения погоды, необходимо вести исследования в этой области. Если будут получены данные, подтверждающие зависимость изменения форм кристаллов в штормгласе от природных явлений, это даст

почву для создания приборов, которые будут значительно экономичнее и позволят регистрировать данные заблаговременно и с высокой точностью.

#### Литература

1. Мамаев О. Погода в маленьком флаконе // Наука и жизнь. 2015. № 6. С. 81.
2. Жвирблис В. Е. Что такое штормгласс // Химия и жизнь. 1979. № 6. С. 73–76.
3. Бескаравайный Н. Загадочная ампула // Юный техник 1989. № 1. С. 12.
4. Хакен Г. Информация и самоорганизация: Макроскопический подход к сложным системам. М.: УРСС: ЛЕНАНД, 2014. 320 с.
5. Владимирский Б. М. Загадочный штормгласс и погода – земная и космическая // Пространство и Время. 2013. Вып. 12(2). С. 173–182.

## ПРОМЫШЛЕННЫЙ ГАЗОХРОМАТОГРАФИЧЕСКИЙ КОНТРОЛЬ СОСТАВА, РАСХОДА И КОЛИЧЕСТВА ВЫБРОСНЫХ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ГАЗОВ

*З. Л. Баскин*

*Вятский государственный университет, baskin.zakhar@mail.ru*

Одну из главных задач эколого-аналитического контроля загрязнения атмосферного воздуха – определение источников выбросов загрязняющих веществ (ЗВ), решают путем измерения экологически значимых параметров технологических процессов, прежде всего, состава, расхода и количества выбросных технологических газов – организованных выбросов.

В мировой практике существует два подхода к нормированию выбросов ЗВ в атмосферу. Первый состоит в том, что контролируют количество ЗВ, поступающих в окружающую среду в единицу времени (г/с, кг/ч, т/год) от каждого источника выбросов. Общее количество выброса ЗВ не должно оказывать отрицательного воздействия на природные экосистемы, в том числе на человека, то есть критерием допустимого количества выбросов является ассимиляционный потенциал территории: промышленной зоны, города, области, региона, государства. Исходя из него, устанавливают количество ЗВ, которое допускается выбрасывать на каждой территории. Такой подход принят в ряде стран Западной Европы, в Японии. Он обусловлен относительно малыми территориями многих государств, большой плотностью населения, трансграничным переносом ЗВ в атмосфере и другими экологическими факторами.

Второй подход, принятый, в частности, в России, состоит в соблюдении санитарно-гигиенических нормативов концентрации выбросов ЗВ. Суммарная концентрация выбросных газов от каждого источника выбросов в атмосферном воздухе контролируемой жилой или природной зоны ( $\Sigma_{ci}$ ) не должна превышать среднесуточных предельно-допустимых значений концентрации (ПДК а.в.сс)

$$\Sigma_{ci} \leq \text{ПДК}_{\text{авсс}}$$

При этом не учитывается ассимиляционный потенциал территории, и в случае работы нескольких предприятий с несколькими источниками выбросов в пределах ПДК<sub>авсс</sub> на каждом из них допускается превышение ПДК ЗВ в воздухе контролируемой территории.

Принципиальным недостатком этого подхода является то, что количество выброса ЗВ на выходе каждого источника не измеряется, а рассчитывается на основе результатов периодических определений концентрации ЗВ. Системы очистки выбросных газов относятся к нестационарным системам, поскольку изменения количества ЗВ, поступающих на очистку, носят случайный характер и производительность систем не стабильна во времени. Но пробы газов для анализа ЗВ отбирают в случайные моменты времени, не связанные с характером технологических процессов и особенностями функционирования оборудования. При этом значения расхода выбросных газов выбирают постоянными по паспортной производительности насосов и компрессоров систем очистки или устанавливают путем периодических измерений расходов выбросных газов анемометрами, трубками Пито и другими лабораторными приборами. Такой подход характеризуется недопустимо большой погрешностью измерения количества ЗВ в выбросных газах. Он приводит к загрязнению и отчуждению больших территорий, отводимых под санитарно-защитные зоны, допускает злоупотребления в учете выбросов ЗВ и другие экологические нарушения. Результатом их можно считать постоянный рост числа городов и промышленных зон с неблагоприятными для жизни человека условиями.

Разработан способ достоверного промышленного автоматического или автоматизированного газохроматографического контроля состава, расхода и количества ЗВ в выбросных технологических газах. Он основан на том, что в контролируемый газовый поток добавляют известный постоянный микропоток газа-метки, перемешивают их, непрерывно или периодически отбирают пробы контролируемой газовой смеси и, анализируя их газохроматографическим методом, определяют состав ЗВ и концентрацию каждого компонента смеси, включая газ-метку. По концентрации газа-метки определяют расход выбросного газа в период отбора пробы и рассчитывают количество каждого выбрасываемого ЗВ и их общую массу за этот период.

В зависимости от технических характеристик и особенностей работы объекта контроля, а также ожидаемых значений амплитуды и частоты колебаний расхода газа, состава и концентраций ЗВ, их классов опасности, пробоотбор может быть разовым мгновенным, разовым сорбционным, непрерывным или непрерывным сорбционным.

В зависимости от особенностей технологического процесса, токсикологических свойств анализируемых ЗВ и допустимой стоимости аналитического контроля газохроматографический анализ может быть непрерывным или периодическим, автоматическим или автоматизированным, а аналитическая аппаратура может быть одноканальной или многоканальной.

При автоматическом анализе в потоке выбросного технологического газа устанавливают устройство дозирования газа-метки. Заданный постоянный поток газовой смеси непрерывно отбирают из контролируемого источника выброса и направляют по коррозионностойкой наименее сорбирующей анализируемые примеси фторопластовой трубке в схему пробоподготовки хроматографа, установленного в специальном помещении вдали от источника выброса.

При автоматическом определении ЗВ в выбросном газе пробоотбор и анализ производятся по заданной программе.

При автоматизированном анализе в потоке выбросного технологического газа устанавливают устройство дозирования газа-метки. С помощью автоматизированного пробоотборного устройства (АПУ), включающего в себя одну или несколько соединенных последовательно пробоотборные сорбционные трубки (ПСТ) с разными твердыми селективными сорбентами, индикатор расхода с регулирующим клапаном и побудитель расхода газа в режиме непрерывный сорбционный пробоотбор (НСП) отбирают заданный постоянный поток контролируемого газа. Периодически один раз в смену или в сутки отработанные ПСТ заменяют новыми и включают их в работу. Отработанные ПСТ направляют в лабораторию, устанавливают в многоканальный термодесорбер автоматизированного газового хроматографа и, поочередно десорбируя сконцентрированные примеси, анализируют их. В этом случае с помощью одного газового хроматографа обеспечивается контроль количества ЗВ в выбросных газах большого числа источников выбросов и осуществляется многоканальный контроль.

Метрологическое обеспечение измерений может производиться в условиях, соответствующих рабочим, с помощью стабильных источников микропотоков газов, паров и аэрозолей (СИМГПА) «Микрогаз» и динамических установок для непрерывного приготовления поверочных газовых смесей, например «МИКРОГАЗ-ФМ».

Правильный непрерывный автоматический газохроматографический контроль нестационарных потоков технологических выбросных газов обеспечила измерительная система, функциональная схема которой приведена на рисунке. Она содержит устройство для дозирования в контролируемый газовый поток известного постоянного потока газа-метки (4) и газовый хроматограф с НСП (11). Выбросные газы из технологического аппарата (1) выбрасываются по трубе (2). В эту трубу из баллона (9) через редуктор (8), регулятор расхода (7), индикатор расхода (6) и клапан (5) непрерывно подается газ-метка с известным массовым расходом. С помощью сужающего устройства (3) он перемешивается с выбросными газами. Из полученной газовой смеси непрерывно через клапан (10), переключатель (12) на ПСТ (13) отбираются анализируемые газы. Используются две ПСТ, которые поочередно могут быть включены в контур адсорбции или в контур анализа. Сконцентрированные примеси периодически кратковременным нагревом ПСТ десорбируются в хроматографическую колонку (14), разделяются на компоненты и детекти-

руются детектором (15). Сигналы детектора регистрируются самопишущим прибором (16) и обрабатываются вычислительным устройством (17). По концентрации газа-метки рассчитывают расход выбросных газов, а зная их состав, определяют количество каждого анализируемого ЗВ и вычисляют средние значения количества выбросов за каждый цикл анализа, смену, сутки или другой отчетный период.

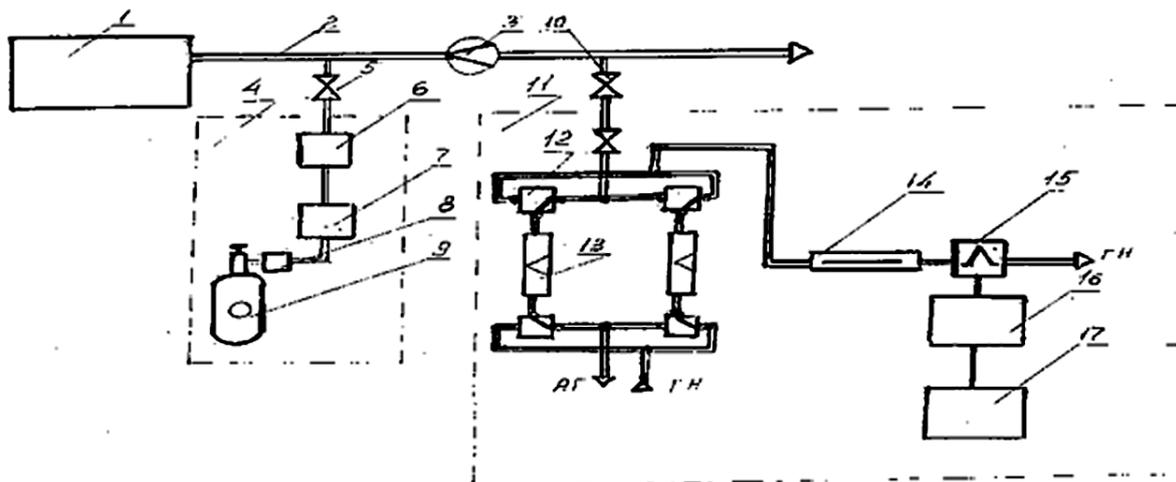


Рис. Хроматографическая установка для контроля состава, расхода и количества выбросных газов

1 – технологическое оборудование, 2 – трубопровод выбросных газов, 3 – сужающее устройство для перемешивания выбросных газов, 4 – устройство дозирования газа-метки, 5 – вентиль, 6 – ротаметр, 7 – регулятор расхода газа-метки, 8 – редуктор, 9 – емкость с газом-меткой, 10 – вентиль, 11 – газовый хроматограф «ТОКСИГАЗ-ФП», 12 – переключающее устройство, 13 – пробоотборные сорбционные трубки (ПСТ), 14 – хроматографическая колонка, 15 – детектор, 16 – регистрирующее устройство, 17 – устройство обработки данных.

Способ промышленного газохроматографического контроля состава, расхода и количества технологических газов был разработан и внедрен в производство на КЧХК [1]. Этот способ и устройства, в которых он реализован, является примером наилучшей доступной технологии (НДТ) промышленного контроля ЗВ в выбросных технологических газах.

Разработанная НДТ имеет федеральное значение. Рекомендую включить эту тему в план научно-исследовательских работ организуемой на заводе «ГалоПолимер – Кирово-Чепецк» базовой кафедры ВятГУ.

#### Литература

1 Баскин З. Л. Промышленный аналитический контроль. Хроматографические методы анализа фтора и его соединений. М.: Энергоатомиздат, 2008. 224 с.

# ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ ХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ ПЛАСТИФИКАТОРОВ НА ЭКОТОКСИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПЛАСТИЗОЛЕЙ НА ОСНОВЕ ПОЛИВИНИЛХЛОРИДА

*О. В. Навалихина, З. П. Макаренко, В. А. Абатурова*  
КОГОАУ «Лицей естественных наук», *Xbl-klen@mail.ru*

Пластические массы – широко распространенный материал для изготовления бытовых товаров с различными областями применения. Пластмассы – синтетический материал, для которого не существует природных редуцентов. Промышленная переработка отходов, содержащих пластики различной химической природы, практически не осуществляется. В связи с этим возникает проблема безопасности для окружающей среды твердых бытовых отходов, содержащих пластмассы [1–5].

Зачастую опасность кроется в сырье, которое используется для изготовления товаров широкого потребления из пластиков. Пластмасса – это сложная композиция, в состав которой входит полимер и пластификатор для придания мягкости и гибкости материалу. Большинство пластификаторов производится на основе фталатов. Фталаты повсеместно используются в промышленности благодаря своей низкой стоимости и ряду полезных свойств, но в то же время они могут оказывать негативное влияние на окружающую среду.

*Объекты исследования* – пластизолы (двух-, четырех- и пятикомпонентные модельные системы) на основе поливинилхлорида с пластификаторами различной химической природы:

- ди-2-этилгексил-ортофталат (ДОФ), Россия;
- ди-2-этилгексил-терефталат (ДОТФ), Турция;
- диизонилфталат (ДИНФ), Россия;
- три-2-этилгексилтримеллитат (ТОТМ), Турция.

В ходе исследования использовали *методики* изготовления образцов пластизолов на основе поливинилхлорида с добавлением различных пластификаторов, определения острой токсичности вытяжки с помощью тест-объекта *Daphnia magna* Straus и фитотоксичности с использованием кресс-салата.

Нами была изучена экотоксичность пластизолов на основе поливинилхлорида с добавлением различных пластификаторов с помощью тест-объекта *Daphnia magna* Straus.

При подсчете баллов была замечена такая закономерность, что наиболее опасными как в случае водной, так и почвенной среды являются системы, содержащие в своем составе ДОФ (табл. 1). В свою очередь меньше всего показатели отклонялись от нормы у пластизолов с пластификаторами ТОТМ и ДИНФ. Усложнение модельной системы путем включения в нее вторичных пластификаторов, регуляторов вязкости и термостабилизаторов увеличивает негативное влияние на тест-организмы. Так, двухкомпонентная модельная система с пластификатором ДОТФ обладает невысокой экотоксичностью, а

четырёх- и особенно пятикомпонентная система с тем же пластификатором сильно токсична в отношении тест-объектов. Наиболее сильное негативное влияние оказывают во всех образцах с одним и тем же пластификатором – пятикомпонентные системы, таким образом, не только пластификатор является причиной угнетения живых организмов и разрушения химического состава среды, но и иные компоненты.

Нами были созданы рекомендации по утилизации видов мусора, содержащих в своем составе тот или иной пластификатор (табл. 2–4).

Таблица 1

**Влияние водной вытяжки пластизолой на основе поливинилхлорида с различными пластификаторами на смертность дафний**

Су тки	Двухкомпонентная система				Четырехкомпонентная система (4517)				Пятикомпонентная система (4013)			
Разбавление 1:10 (смертность, %)												
	ТО ТМ	ДО Ф	ДО ТФ	ДИН Ф	ТОТ М	ДО Ф	ДОТ Ф	ДИН Ф	ТОТ М	ДО Ф	ДОТ Ф	ДИН Ф
I	0	100	0	40	20	20	20	0	100	20	100	80
II	20	–	0	100	100	100	100	100	–	100	–	100
III	100	–	80	–	–	–	–	–	–	–	–	–
IV	–	–	80	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Разбавление 1:20 (смертность, %)												
	ТО ТМ	ДО Ф	ДО ТФ	ДИН Ф	ТОТ М	ДО Ф	ДОТ Ф	ДИН Ф	ТОТ М	ДО Ф	ДОТ Ф	ДИН Ф
I	0	80	–	40	20	20	20	40	100	80	100	60
II	0	100	–	40	40	100	100	60	–	100	–	100
III	20	–	–	60	60	–	–	60	–	–	–	–
IV	20	–	–	60	100	–	–	60	–	–	–	–
Разбавление 1:30 (смертность, %)												
	ТО ТМ	ДО Ф	ДО ТФ	ДИН Ф	ТОТ М	ДО Ф	ДОТ Ф	ДИН Ф	ТОТ М	ДО Ф	ДОТ Ф	ДИН Ф
I	–	20	–	–	–	20	20	–	40	20	100	0
II	–	80	–	–	–	40	100	–	100	80	–	0
III	–	100	–	–	–	60	–	–	–	100	–	0
IV	–	–	–	–	–	80	–	–	–	–	–	20

Таблица 2

**Изменение массы пластизолой после двухнедельного нахождения в воде**

Образцы	m, г	m после эксперимента, г	Δm, г
1	2	3	4
ТОТМ	5	4,97	–0,03
ТОТМ 4517	5	5,02	0,02
ТОТМ 4013	5	5,00	0
ДИНФ	5	4,97	–0,03
ДИНФ 4517	5	4,92	–0,08
ДИНФ 4013	5	4,99	–0,01
ДОТФ	5	4,96	–0,04
ДОТФ 4517	5	5,00	0
ДОТФ 4013	5	5,05	0,05

Продолжение таблицы 2

1	2	3	4
ДОФ	5	4,99	-0,01
ДОФ 4517	5	4,98	-0,02
ДОФ 4013	5	4,94	-0,06

Таблица 3

**Изменение массы пластизолой после четырехмесячного нахождения в биогумусе**

Образец	m, г	m после эксперимента, г	$\Delta m$ , г
ТОТМ	5	4,69	-0,31
ТОТМ 4517	5	4,89	-0,11
ТОТМ 4013	5	4,65	-0,35
ДОФ 2-х к.	5	4,61	-0,39
ДОФ 4517	5	4,59	-0,41
ДОФ 4013	5	4,71	-0,29
ДОТФ	5	4,68	-0,32
ДОТФ 4517	5	4,70	-0,30
ДОТФ 4013	5	4,49	-0,51
ДИНФ	5	4,80	-0,20
ДИНФ 4517	5	4,55	-0,45
ДИНФ 4013	5	4,54	-0,46

Масса пластизолой после двухнедельного нахождения в воде почти не изменяется, в то время как после нахождения в биогумусе в течение 4-х месяцев масса у разных пластизолой уменьшается на 2–9% от исходной массы.

Таблица 4

**Результаты перманганатной окисляемости водных вытяжек пластизолой на основе поливинилхлорида с добавлением различных пластификаторов и иных компонентов**

Образцы	Окисляемость, г $O_2/дм^3$
ТОТМ	134,68
ТОТМ 4517	86,5
ТОТМ 4013	44,4
ДИНФ	113,27
ДИНФ 4517	42,43
ДИНФ 4013	104,12
ДОТФ	48,96
ДОТФ 4517	19,58
ДОТФ 4013	148
ДОФ	52,22
ДОФ 4517	26,835
ДОФ 4013	89,76

Дальнейшие исследования помогут получить информацию о хроническом влиянии пластизолов на основе поливинилхлорида с пластификаторами различной химической природы, а также поспособствуют выбору пластификатора, который смог бы заменить наиболее экотоксичный из исследованных нами.

### Литература

1. ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний. М.: Акварос, 2001. 48 с.
2. Олькова А. С., Будина Д. В., Жилин К. А., Черемухин М. Н., Исследование токсичности водных вытяжек из поливинилхлоридных пластикаторов // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. Киров: Веси, 2014. С. 259–263.
3. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию. Учебное издание /пер. М.: Мир, 1997. 232 с.
4. Экологический мониторинг: Учебно-методическое пособие / Под ред. Т. Я. Ашихминой. М.: Академический Проект, 2005. 416 с.
5. Усков Т. Н. Содержание и пространственно-временное распределение фталатов в компонентах водных экосистем верхней Оби: Дис. ... канд. техн. наук. Барнаул, 2015. 164 с.

### СЕКЦИЯ 3 СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБРАЗОВАНИЕ И ВОСПИТАНИЕ

#### ИНДЕКС УДЕЛЬНОГО ЖИЗНЕННОГО ПРОСТРАНСТВА КАК ИНДИКАТОР МЕДИКО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЖИТЕЛЕЙ г. САРАТОВА

*Н. В. Точилкина*

*Саратовский социально-экономический институт РЭУ им. Г. В. Плеханова,  
Medvedosik17@mail.ru*

Современный город, являясь территорией проживания большей части населения планеты, определяет вектор развития не только экономики региона, но и условия обитания его жителей. Тема эта актуальна и многопланова, так как даже небольшой перечень антропогенных факторов, воздействующих комплексно с различной интенсивностью в разнообразных условиях, будет иметь неодинаковые последствия. Многофакторность экологической проблематики требует постоянного наблюдения за текущей ситуацией для ближнего и дальнего прогнозирования. В этой связи исследования, направленные на системное изучение состояния здоровья населения как индикатора качества среды его обитания представляются актуальными и востребованными, как в теоретическом, так и в прикладном аспектах [1]. Важнейшее значение в современных условиях приобретает разработка интегрального индикатора, учитывающего региональные особенности территории: климат, природопользование, социально-экономические процессы.

Целью исследования стало изучение временной динамики комплексного показателя экологической нагрузки – индекса жизненного пространства ( $J_{ижп}$ ) – для текущей оценки и прогнозирования медико-экологического состояния жителей города. Индекс жизненного пространства, предложенный Басуровым [2], количественно измеряет нагрузку на индивидуальное жизненное пространство человека и рассчитывается по формуле:

$$J_{ижп} = (\alpha^{-1} - \beta) * \sum b_i * J_i / \sum b_i, \text{ где}$$

$\alpha$  – коэффициент ненарушенности территории,  $L_{факт}/L_{опт}$  (лесистость фактическая к лесистости оптимальной), %. Соответственно,  $\alpha^{-1}$  – коэффициент нарушенности;  $\beta$  – доля площади ООПТ в площади определяемой территории, выраженная в долях единицы;  $J_1$  – площадь территории на 1 чел,  $m^2/чел$ ;  $J_2$  – количество автотранспортных средств на душу населения, шт./чел;  $J_3$  – количество загрязняющих веществ от автотранспорта на душу населения, кг/чел.год;  $J_4$  – количество загрязняющих веществ на душу населения, кг/чел.год;  $J_5$  – удельный объем неочищенных сточных вод на душу

населения, м<sup>3</sup>/чел.год;  $J_6$  – удельный объем сточных вод на душу населения, м<sup>3</sup>/чел.год;  $b_i$  – весовой коэффициент, равный обратной дисперсии данного признака.

Для оценки медико-экологического состояния населения были взяты показатели, используемые в аналогичных исследованиях [3]:  $J_7$  – рождаемость (на 1000 человек населения);  $J_8$  – общая смертность на (1000 человек населения);  $J_9$  – естественный прирост;  $J_{10}$  – показатели смертности от злокачественных новообразований (на 100 тыс. человек населения);  $J_{11}$  – младенческая смертность (на 1000 человек населения);  $J_{12}$  – ожидаемая продолжительность жизни при рождении.

Все показатели рассматривались на временном отрезке с 2005 по 2015 гг. В работе использованы данные статистической отчетности РФ и Саратовской области.

Учитывая, что каждая составляющая  $J_{ижп}$  представляет определенную часть индивидуальной антропогенной нагрузки на среднего горожанина можно предположить, что его положительная динамика отражает ухудшение среды обитания жителей г. Саратова.

Анализ данных показал, что на протяжении изучаемого временного периода площадь лесных массивов и ООПТ на территории г. Саратова оставалась неизменной, поэтому при оценке многолетней динамики  $J_{ижп}$  коэффициент  $(\alpha^{-1}-\beta)$  не учитывался. Кроме того, плотность населения на этом временном отрезке также изменялась очень мало, поэтому в итоговую расчетную формулу не вошла. Также за это время изменилась методика расчета сброса неочищенных сточных вод, что не позволило включить этот параметр в расчеты. Таким образом, в интегральный индикатор вошли показатели  $J_2, J_3, J_4, J_6$ .

Индекс жизненного пространства, являясь безразмерной величиной, отражает динамику таких компонентов, как количество загрязняющих веществ вообще и от автотранспорта в частности, а также удельного объема сточных вод (табл. 1). Расчеты показали, что за 10 лет эти показатели значительно снизились, при этом показатель автомобилизации на душу населения показал рост почти на 160%.

Таблица 1

**Динамика индекса удельного жизненного пространства и его слагаемых (2005–2015 гг.)**

Показатели	2005 г.	2007 г.	2009 г.	2011 г.	2013 г.	2015 г.
$J_2$	236,0	281,1	303,2	350,2	360,9	375,9
$J_3$	150,2	142,9	139,5	81,3	80,4	79,8
$J_4$	180,6	168,6	162,2	104,9	106,0	99,7
$J_6$	190,7	195,0	165,8	143,9	136,2	131,7
$J_{ижп}$	184,1	186,8	174,0	143,8	141,6	139,7

Очевидно, введение более жестких требований к топливному стандарту и физический износ морально устаревших моделей советского автопрома способствовали снижению подушевой нагрузки загрязняющих веществ на горожан. Анализ природоохранных документов показал, что сниже-

ние объемов сброса, скорее всего, связано с уменьшением водопотребления как промышленными предприятиями, так и коммунальными службами.

Корреляционная оценка проводилась с использованием коэффициента ранговой корреляции Спирмена, так как выборка имеет небольшой объем и непонятный характер распределения. Коэффициенты корреляции, представленные в таблице 2, подтверждают наличие связи между показателями, отражающими антропогенную нагрузку на среднестатистического жителя и медико-экологическими характеристиками городской популяции.

Таблица 2

**Коэффициенты ранговой корреляции (Спирмена) в оценке связи экологических индексов и медико-экологических показателей (2005–2015 гг.)**

Показатели	J <sub>7</sub>	J <sub>8</sub>	J <sub>9</sub>	J <sub>10</sub>	J <sub>11</sub>	J <sub>12</sub>
J <sub>2</sub>	0,97	-0,85	0,62	-0,98	-0,3	0,91
J <sub>3</sub>	-0,9	0,82	-0,38	0,93	0,27	-0,84
J <sub>4</sub>	-0,82	0,79	-0,32	0,88	0,38	-0,76
J <sub>6</sub>	-0,97	0,79	-0,7	0,97	0,32	-0,95
J <sub>ижп</sub>	-0,95	0,82	-0,6	0,98	0,28	-0,93

Анализ зависимостей показывает, что все слагаемые индекса J<sub>ижп</sub>, кроме индекса автомобилизации J<sub>2</sub> показывают отрицательную связь с показателями прогресса популяции (J<sub>7</sub>, J<sub>9</sub>, J<sub>12</sub>), и положительную – с показателями ее регресса (J<sub>8</sub>, J<sub>10</sub>, J<sub>11</sub>). Очевидно, что увеличение парка автомобилей в городе – процесс, не имеющий однозначной оценки. Являясь средством повышенной опасности, он обеспечивает комфортность обитания в городской среде и при соблюдении требований, обязательных в нагрузку.

Тесная положительная связь между удельной нагрузкой и общей смертностью и смертностью от злокачественных новообразований, обращает внимание на необходимость постоянного наблюдения за состоянием окружающей среды. Несмотря на то, что характер этой связи опосредован, можно предположить, что рост удельной антропогенной нагрузки может быть одним из факторов риска. В этой связи индекс жизненного пространства вполне может быть показателем, который искусственно сужает все многообразие связей в системе для оценки наиболее значимых изменений ситуации. Тем не менее, простота его расчета и информационная доступность составляющих позволяют применять его для принятия управленческих решений, как при оценке ситуации, так и для ее прогнозирования.

**Литература**

1. Абдурахманов Г. М. Розенберг Г. С., Лифиренко Н. Г., Лифиренко Д. В. Экология человека в диссертационных исследованиях 2005–2012 годов // Юг России: экология, развитие. 2012. № 2. С. 3–7.
2. Басуров В. А. Экологическое зонирование территорий природно-антропогенных объектов с учетом роли сохранившихся естественных экосистем: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Нижний Новгород, 2002.

3. Костина Н. В., Кудинова Г. Э., Розенберг Г. С., Пыршева М. В. Межрегиональное районирование антропогенно нарушенных территорий // Регион: экономика и социология. 2012. № 2 (74). С. 227–238.

## СОСТОЯНИЕ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ В СУНСКОМ РАЙОНЕ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

*А. А. Степанов, А. А. Хохлов, Е. В. Рябова*  
*Вятский государственный университет, alst9406@mail.ru*

Большинство экологических проблем зарождается непосредственно на конкретной территории, в конкретном муниципальном образовании. Именно поэтому изучение состояния природопользования в административном районе области актуально.

Цель исследования – выявление системы природопользования и на территории Сунского района Кировской области.

Сунский муниципальный район расположен в центральной зоне Кировской области на расстоянии 92 км от областного центра. Площадь территории составляет 1,2 тыс. км<sup>2</sup>. Поверхность района представляет собой холмисто-волнистую равнину с небольшими понижениями и повышениями. Сильно развитая овражно-балочная сеть рассекает равнину на большие водораздельные участки. Данная территория богата минеральным сырьем для производства строительных материалов: песчано-гравийных смесей, строительных песков, кирпично-черепичных. Климат Сунского района умеренный, умеренно-континентальный. По территории района протекают 9 рек, относящихся к бассейну р. Вятки. Общая протяженность рек около 220 км. Основные реки района – Суна, Ошеть. В районе преобладают дерново-подзолистые почвы. По механическому составу в целом по району преобладают средне- и тяжелосуглинистые разновидности почв. Территория района по растительному покрову относится к подзоне южной тайги. Основной растительной формацией в районе являются еловые южно-таежные леса с примесью пихты.

Состояние атмосферного воздуха, сложившееся в последние годы, в целом на территории Сунского района менялось незначительно. Основными загрязнителями атмосферного воздуха являются токсичные выбросы автомобильных газов и крупные котельные, которых в районе 12, в том числе в райцентре 5. Большинство из них работают на каменном угле. Валовые выбросы загрязняющих веществ в 2015 г. в районе составили 1,11 тонн на единицу площади. По данному показателю можно сказать, что он ниже среднего показателя по Кировской области. По причине отсутствия крупных производственных объектов, выбросы вредных веществ незначительны.

Объем потребляемой воды в районе за 2015 г. составил 986,3 тыс. м<sup>3</sup>. Хозяйственно-питьевое водоснабжение осуществляется в основном из подземных источников. В районе имеется 80 артскважин. По санитарно-техническому состоянию водозаборные скважины на территории Сунского

района находятся в удовлетворительном состоянии. Пробы воды по микробиологическим показателям соответствуют требованиям СанПиН 2.1.4.1074-01 «Питьевая вода». Системы водопроводов, кроме районного центра, имеются только в населенных пунктах, которые являются центрами сельхозкооперативов. За 2015 г. зарегистрировано 28 аварий на водопроводных сетях.

Работающие очистные сооружения имеются только в районном центре, но они не справляются с объемом стоков канализационных вод и перегружены. Не работают очистные сооружения в д. Кокуй, с. Нестино, п. Новом. Основная масса домов не подключена к канализационным системам. Годовой объем водоотведения за 2015 г. составил 544 тыс.м<sup>3</sup>.

По данным государственного учета земель земельный фонд Сунского района на 2014 г. составил 117380 га. Распаханность земель составляет 60,4% с колебаниями по хозяйствам района от 60 до 65%.

В Сунском районе преобладают земли сельскохозяйственного назначения. Площадь сельхозугодий в 2014 г. составила 85562 га (62,1%). Большая часть пахотных земель продолжает использоваться для посевов. Земли лесного фонда занимают площадь 26256 га (23,2%), из которых леса занимают 25867 га, или 22,4%. В целом санитарное состояние лесов района удовлетворительное. Имеются лишь отдельные очаги повреждения леса вредителями и болезнями. Сунский район богат дикорастущим растительным сырьем: ягодами, грибами, лекарственными растениями. Земли поселений – 3,7%, земли промышленности – 0,56% от всех земель, находящихся в административных границах района.

В сельском хозяйстве негативное влияние на состояние земель оказывает деградация почв, обусловленная развитием водной эрозии и периодичным переувлажнением пахотных угодий. Средней и сильной степени водной эрозии подвержено около 8% сельхозугодий. Также 5% земель находится в закисленном состоянии и требует проведения мероприятий по снижению кислотности почв. В районе много смытых, около 34% от общей площади пашни и глееватых почв, которые возникают при использовании тяжелой колесной техники при обработке почвы, уходе за растениями и уборке урожая.

На территории района юридически не оформлена зона рекреации ни федерального и даже регионального значения, не построено ни одного санатория. Существуют лишь единичные минеральные источники, памятник природы «Васнецовское кольцо» в с. Курчум, «Верхние Ряби» в с. Нестино. Проводится экскурсия по туристическому маршруту: «Село Ошеть – родовое гнездо Васнецовых». Зимой функционирует горнолыжный курорт «Подъем» в пгт. Суна

Одной из основных экологических проблем района в Сунском районе является проблема безопасного обращения с отходами производства и потребления, образующихся в процессе хозяйственной деятельности предприятий, организаций, учреждений и населения. Утилизация отходов в районе организована на полигоне в пгт. Суна. Сбор, транспортировку и утилизацию осуществляет ООО «Технотрейд». Полигон практически

соответствует всем требованиям. Периодически осуществляется вывоз ТБО из других населенных пунктов района. Однако в районе имеется большое количество несанкционированных карьеров и свалок, рекультивация которых идет очень медленно. За 2015 г. в районе образовалось 18673 т отходов.

Исходя из всего выше сказанного, природопользование в Сунском районе характеризуется следующими особенностями:

1. Природно-ресурсный потенциал района используется не в полной мере и не всегда эффективно.

2. В районе имеются значительные возможности для дальнейшего развития рекреационного природопользования.

3. Экологическая обстановка на территории района в последние годы отличается стабильностью.

4. Для снижения экологической напряженности необходима планомерная работа по газификации населенных пунктов и строительству локальных очистных сооружений.

## **ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ В ПРОЦЕССЕ ХРАНЕНИЯ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ УСЛОВИЯХ**

*К. А. Иванкова, Е. С. Соловьёва*

*Вятский государственный университет. ivankova-94@mail.ru*

Вода играет важную роль в биохимических процессах, происходящих в организме человека. От качества питьевой воды напрямую зависит наше здоровье. Однако мало внимания обращается на условия хранения питьевой воды дома. Если не знать, как хранить воду правильно, можно очень навредить своему здоровью.

Цель работы: проанализировать изменение физико-химических и токсикологических показателей водопроводной и бутилированной вод в процессе хранения при различных условиях.

Для исследования были отобраны пробы водопроводной воды мкр. Лянгасово и бутилированной воды под маркой «Ключ Здоровья».

Условия хранения: стеклянная бутылка со стеклянной крышкой, пластиковая бутылка с крышкой, стеклянная бутылка с капроновой крышкой на свету (подоконник), стеклянная бутылка с капроновой крышкой в темном месте (шкаф).

Для определения качества питьевой воды использовались методы органолептического анализа (запах, привкус), гравиметрии (сухой остаток) и титриметрические методы анализа [1]. Для определения острой токсичности исследуемой воды использовались дафнии [1, 2].

Результаты эксперимента по водопроводной воде (Лянгасово) представлены в таблице 1.

Таблица 1

**Органолептические показатели и жесткость водопроводной воды**

Характеристики	0 неделя	1 неделя				2 неделя				По ГОСТу
		1	2	3	4	1	2	3	4	
1. Запах (баллы)	0	0	1	0	0	1	2	1	1	Не более 2 баллов
2. Привкус (баллы)	0	0	1	1	0	1	2	2	1	Не более 2 баллов
3. Жесткость (мг-экв/л)	1,95	1,93	1,97	1,94	1,95	1,94	1,96	1,95	1,95	Не более 7 (мг-экв/л)

Примечание. 1 – Стеклянная бутылка со стеклянной крышкой. 2 – Пластиковая бутылка с крышкой. 3 – Стеклянная бутылка с капроновой крышкой на свету (подоконник). 4 – Стеклянная бутылка с капроновой крышкой в темном месте (шкаф).

Результаты эксперимента по бутилированной воде («Ключ Здоровья») представлены в таблице 2.

Таблица 2

**Органолептические показатели и жесткость бутилированной воды**

Характеристики	0 неделя	1 неделя				2 неделя				По ГОСТу
		1	2	3	4	1	2	3	4	
1. Запах (баллы)	0	0	1	1	1	1	2	2	2	Не более 2 баллов
2. Привкус (баллы)	0	1	1	1	1	2	3	3	2	Не более 2 баллов
3. Жесткость (мг-экв/л)	2,51	2,49	2,50	2,51	2,49	2,50	2,52	2,51	2,51	Не более 7 (мг-экв/л)

Примечание. 1 – Стеклянная бутылка со стеклянной крышкой. 2 – Пластиковая бутылка с крышкой. 3 – Стеклянная бутылка с капроновой крышкой на свету (подоконник). 4 – Стеклянная бутылка с капроновой крышкой в темном месте (шкаф).

При исследовании водопроводной и бутилированной воды при разных условиях хранения не выявлено особых изменений жесткости воды. Органолептические показатели воды в процессе хранения ухудшались. Особенно сильно это было для бутилированной воды в пластиковой бутылке с крышкой, а также при хранении ее в стеклянной бутылке с капроновой крышкой на свету (подоконник).

На рисунке 1 представлено содержание сухого остатка водопроводной и бутилированной воды при различных условиях хранения.

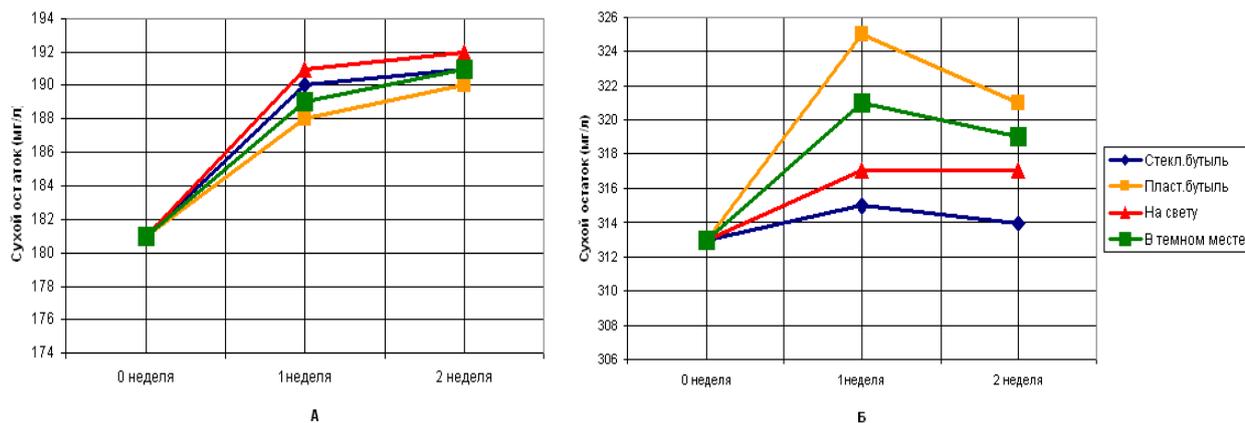


Рис. 1. Содержание сухого остатка (мг/л) в водопроводной воде (А) и в бутилированной воде (Б)

В водопроводной воде отмечено увеличение сухого остатка во всех пробах воды в течение двух недель. Наибольшее значение сухого остатка наблюдается при хранении водопроводной воды в стеклянной бутылки с капроновой крышкой на свету (подоконник). В бутилированной воде увеличение сухого остатка во всех пробах воды наблюдается по истечению одной недели, а по истечению второй недели количество сухого остатка уменьшается. Наибольшее содержание сухого остатка выявлено при хранении бутилированной воды в пластиковой бутылки с крышкой.

На рисунке 2 представлено содержание сульфатов в водопроводной и бутилированной воде при различных условиях хранения.

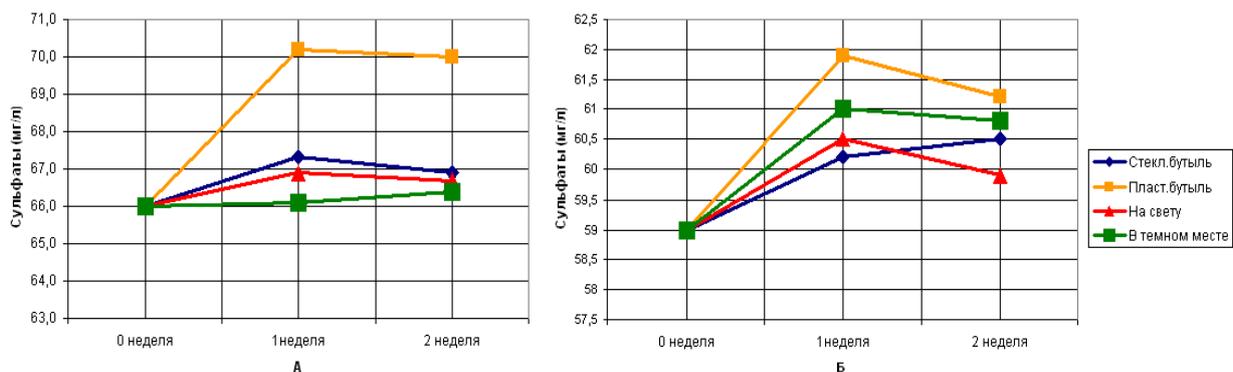


Рис. 2. Содержание сульфатов (мг/л) в водопроводной воде (А) и в бутилированной воде (Б)

В водопроводной воде во всех пробах содержание сульфатов в течение двух недель остается практически на одном уровне, исключением составляет вода в пластиковой бутылки с крышкой. В бутилированной воде во всех пробах содержание сульфатов по истечению первой недели увеличивается, а по истечению второй недели уменьшается, исключением является бутилированная вода при хранении ее в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой. В течение двух недель при данном хранении происходит увеличение содержания

сульфатов. Наибольшее содержание сульфатов в течение двух недель отмечено как в водопроводной, так и в бутилированной воде при хранении воды в пластиковой бутылке с крышкой.

На рисунке 3 представлено содержание хлоридов в водопроводной и бутилированной воде при различных условиях хранения.

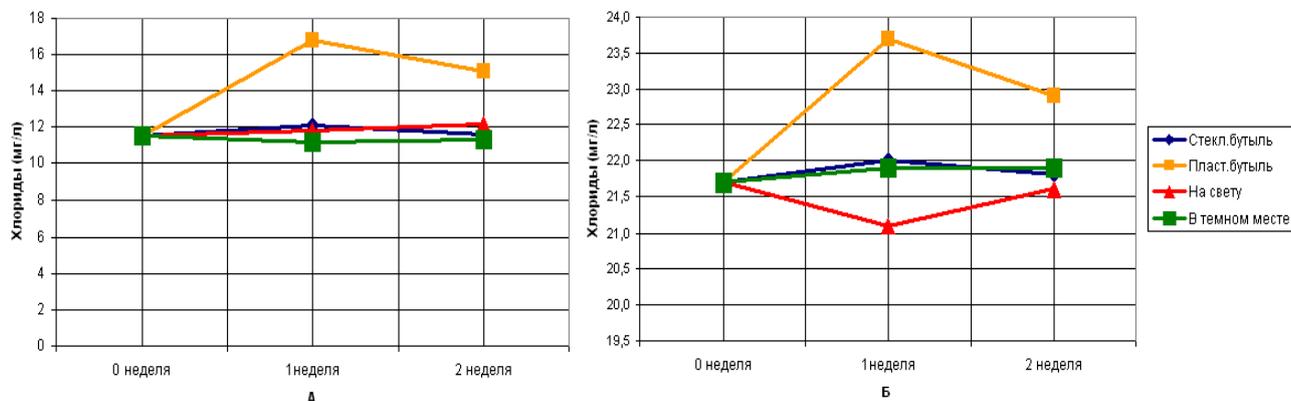


Рис. 3. Содержание хлоридов (мг/л) в водопроводной воде (А) и в бутилированной воде (Б)

В водопроводной и бутилированной воде во всех пробах содержание хлоридов в течение двух недель остается практически неизменным, исключение составляет вода в пластиковой бутылке с крышкой. Как в водопроводной, так и бутилированной воде при хранении в пластиковой бутылке с крышкой по истечению одной недели происходит резкое увеличение содержания хлоридов, а по окончанию второй недели содержание хлоридов уменьшается. Наибольшее содержание хлоридов отмечено в водопроводной и в бутилированной воде при хранении ее в пластиковой бутылке с крышкой.

При определении острой токсичности на «0 неделе» как водопроводная, так и бутилированная вода являлись не токсичными. По истечению одной недели при хранении водопроводной и бутилированной воды в пластиковой бутылке с крышкой обнаружено, что обе пробы воды являются токсичными. А также токсична бутилированная вода при хранении в стеклянной бутылке с капроновой крышкой на свету (подоконник). По истечению двух недель все пробы воды при данных условиях хранения являются токсичными.

Проанализировав изменения физико-химических и токсикологических свойств питьевой воды в процессе хранения при различных условиях, можно сделать вывод. Питьевую воду следует хранить не более одной недели. Не использовать пластиковую бутылку для хранения питьевой воды. Лучшим вариантом хранения воды является стеклянная бутылка со стеклянной крышкой, помещенная в темное место (шкаф).

#### Литература

1. Стойкова Е. Е., Медянцева Э. П., Евтюги Г. А. Гидрохимический анализ. Казань, 2010. 48 с.
2. Тарасов А. В., Смирнова Т. В. Основы токсикологии. М., 2006. 159 с.

## ИССЛЕДОВАНИЕ НЕКОТОРЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ЧАЯ

*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. По популярности чай среди всех напитков занимает второе место после воды. Этот поистине волшебный напиток наделен полезными свойствами. Чай дает нам зарядку бодрости, бережет наше здоровье, помогает жить. Он верный друг человека от детства до старости [1].

Большие запасы дикорастущего иван-чая характерны для Кировской области. 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 [2].

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 [3]:

– 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, 100г);

– чай «Зеленый дракон» (китайский, зеленый байховый, крупнолистовой с жасмином, 100 г).

База проведения исследований: химико-аналитическая лаборатория ВятГУ.

Метод обнаружения пектиновых веществ основан на определении содержания пектиновой кислоты по массе образовавшегося пектата кальция в результате взаимодействия хлористого кальция с пектиновой кислотой.

Пектиновые вещества – это коллоидные вещества со сложным составом. Содержание их в чае колеблется от 2 до 3%. В присутствии сахаров и кислот они могут образовывать студенистые массы – желе. Пектины имеют немаловажное значение для сохранения качества чая: с ними связано такое физическое свойство чая, как его гигроскопичность. При недостатке в чае

пектиновой кислоты его гигроскопичность резко повышается, а, следовательно, чай портится быстрее. Хороший по качеству чай содержит, как правило, больше водорастворимых пектинов, чем плохие сорта чая.

В таблице представлены экспериментальные данные о нахождении пектиновых веществ и кофеина в разных образцах чая.

Таблица

### Определение пектиновых веществ и кофеина

Названия чаев	Содержание пектиновых веществ, %	Содержание кофеина, %
Чай № 1 (черный чай)	1,9	2,3
Чай № 2 (зеленый чай)	1,9	3,0
Чай № 3 (зеленый чай)	1,9	3,2
Чай № 4 (черный чай)	1,9	2,5
Чай № 5 (зеленый чай)	1,8	3,4
Чай № 6 (черный чай)	1,6	2,6
Чай «Июнь» (черный чай)	2,1	2,3
Чай «Август» (черный чай)	2,4	2,4
Чай «Curtis» (черный чай)	1,8	2,2
Чай «Зеленый дракон» (зеленый чай)	2,7	3,1

Из таблицы видно, что наибольшее значение пектиновых веществ у китайского чая (зеленый чай) – 2,7, наименьшее значение у образцов № 5 и 6 (кипрей узколистный). Наличие пектина зависит от времени сбора и от размеров листа чая. Чем позднее срок сбора, и больше размер листа, тем больше пектиновых веществ.

Определение кофеина основано на быстром извлечении хлороформом кофеина из предварительно нагретого и обработанного водным аммиаком материала [4].

Кофеин – соединение из группы метилксантинов. Это алкалоид, содержащийся в листьях чая, в семенах кофе, в семенах какао, в семенах кола и в других растениях. У кофеина сочетаются психостимулирующие и аналептические свойства. Особенно выражено у него прямое возбуждающее влияние на кору головного мозга. Кофеин стимулирует психическую деятельность, повышает умственную и физическую работоспособность, двигательную активность, укорачивает время реакции. После его приема появляется бодрость, временно устраняются или уменьшаются утомление, сонливость [5].

Вопреки распространенному мнению, в чае кофеина содержится даже больше, чем в кофе. К тому же чайный кофеин действует на сердце и нервную систему более мягко, чем кофейный. Это связано с тем, что в чае этот алкалоид присутствует не в чистом виде, а в сочетании с танином. Вместе кофеин и танин образуют новое вещество (теин), которое довольно медленно всасывается в кровь и быстро выводится из организма. Поэтому отравиться теином невозможно, даже если пить крепкий чай в очень больших количествах. Чай является источником 2–4% кофеина.

Из таблицы видно, что наибольшее значение кофеина у зеленых сортов чая (№ 2, 3, 5 и «Зеленый дракон»), наименьшее значение кофеина у образцов №1, «Июнь» и «Curtis». Экспериментальные исследования показали, что максимально высокая концентрация кофеина имеет место быть именно в зеленых сортах ароматного напитка, на что влияет множество факторов: возраст чайного листа, температурный режим и длительность заваривания.

Проведенные исследования показывают достаточное наличие в образцах пектиновых веществ и кофеина для использования данных видов чая в пищу. В целом химический состав иван-чая (по изученным показателям) близок к химическому составу чая китайского. При тщательной отработке технологических параметров ферментации, гранулирования и сушки иван-чай может стать перспективным сырьем для производства высокоценных чайных напитков.

### Литература

1. Кородецкий А. Лопух Целитель и его друзья. Подорожник. Мать-и-мачеха. Иван-чай. Крапива СПб: Питер, 2005. 92 с.
2. Игошаев Е. В., Трапезникова Н. Н., Чирков Н. В. Как исследовать качество чая // Химия в школе. 2009. № 10. С. 64–68.
3. Деньгина Ю. В., Тюлькина А. А., Даровских Л. В. Исследование некоторых показателей качества чая разных производителей // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2016. С. 375–378.
4. ГОСТ 19885-74 Чай. Методы определения содержания танина и кофеина.
5. Барабанов Е. И. Ботаника: учебник для студ. высш. учеб. заведений. М.: Издательский центр «Академия», 2006. 448 с.

## ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПЛАВЛЕННЫХ СЫРОВ РАЗЛИЧНЫХ ОТЕЧЕСТВЕННЫХ ПРОИЗВОДИТЕЛЕЙ

*Н. А. Глазырина, Е. В. Береснева*  
*Вятский государственный университет,*  
*natalady-777@mail.ru, evberesneva@mail.ru*

Плавленый сыр появился в Швейцарии незадолго до начала Первой мировой войны. В местечке с названием Тун было произведено большое количество твердого сыра. Однако, из-за того, что возникли проблемы со сбытом товара, производители уже начали подсчитывать убытки, вызванные его порчей. Идея расплавить часть сыра спасла производителей от больших убытков. Со временем процесс производства плавленого сыра был усовершенствован, и сейчас он занимает прочные позиции среди различных видов сыров. Плавленый сыр любят многие и едят его с большим удовольствием.

Плавленые сыры являются молочными продуктами, поэтому они ценны благодаря аминокислотам, входящим в состав молока, высокому содержанию жирных веществ, витаминам, соединениям фосфора, белков и кальция.

При производстве плавленого сыра, которое основано на технологии получения сыров твердых сортов, дополнительно добавляют сливки, сухое молоко, сливочное масло, а также соли-плавители для того, чтобы не произошло свертывание молочного белка [1].

Вопросы соответствия сырной продукции государственным нормативным показателям качества и безопасности являются сегодня исключительно важными и актуальными.

В связи с этим целью данной работы явилось исследование органолептических, некоторых физико-химических свойств и показателей безопасности плавленых сыров различных отечественных производителей для последующей оценки их качества.

Объектами исследования были выбраны плавленые сыры следующих производителей:

- 1) сыр «Дружба» ОАО «Рязанский завод плавленых сыров» (г. Рязань, Рязанская область),
- 2) сыр «Российский» ООО «Ястро» (г. Омск, Омская область),
- 3) сыр «Ломтик солнца» ОАО «Янтарь» (г. Котельнич, Кировская область),
- 4) сыр «Янтарь» ОАО «Янтарь» (г. Котельнич, Кировская область).

Сыры «Дружба» и «Российский» относятся к группе твердых сычужных (1), а сыры «Янтарь» и «Ломтик солнца» к группе пастообразных сыров (2).

Отбор проб и подготовку их к анализу проводили в соответствии с ГОСТ 26809 [2]. Была проведена оценка органолептических показателей согласно ГОСТ 31690 [3], некоторых физико-химических показателей, таких как массовая доля влаги (ГОСТ 3626-73) [4], активная кислотность (ГОСТ 3627-57) [5], массовая доля поваренной соли методом Мора (ГОСТ 3627-57) [5], а также дополнительных показателей, характеризующих качество плавленого сыра, а именно: содержание тяжелых металлов [6], отсутствие примесей соды, крахмала и формалина (ГОСТ 26809) [2].

Исследования проводились на всех объектах в одно и то же время в трех повторностях. Результаты всех исследований представлены в таблице.

Таблица

**Результаты исследований по определению качества  
плавленых сыров разных производителей**

Образец сыра Показатель	Сыр «Дружба»	Сыр «Российский»	Сыр «Ломтик солнца»	Сыр «Янтарь»	Требования ГОСТ
1	2	3	4	5	6
<b>Органолептические показатели</b>					
Консистенция	Плотная, упругая	Плотная, слегка пластичная	Мажущая	Пластичная, кремообразная	(1) В меру плотная, и/или слегка упругая, и/или слегка пластичная (2) Нежная, пластичная, мажущая, и/или кремообразная

## Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6
Вкус и запах	Слабовыраженный сырный вкус	Слабокислый	Сливочный вкус	Сливочный вкус, слегка кисловатый	(1) от слабовыраженного сырного до сырного и/или кисломолочный (2) сливочный, допускается кислый
Цвет массы	белый	желтоватый	Светлоричный (так как шоколадный)	Светложелтый	От белого до интенсивно желтого. При использовании компонентов и/или ароматизаторов, и/или красителей цвет продукта обусловлен цветом внесенных компонентов и/или ароматизаторов, и/или красителей
<b>Физико-химические показатели</b>					
Массовая доля влаги (%)	61,78±0,2	51,43±0,9	57,87±0,2	60,20±0,2	От 35,0 до 70,0 включительно
Активная кислотность %	5,44±0,49	6,44±0,13	5,52±0,34	6,02±0,17	От 5,40 до 6,50
Массовая доля хлорида натрия, %	1,93±0,3	2,34±0,4	1,58±0,2	1,84±0,2	1,5-4,0
<b>Показатели безопасности</b>					
1) Содержание тяжелых металлов					
Cd <sup>2+</sup> , мг/кг	0,027±0,010	0,013±0,010	0,047±0,020	0,009±0,010	0,2
Pb <sup>2+</sup> , мг/кг	1,9±0,6	1,09±0,45	0,50±0,2	1,18±0,35	2,3
Cu <sup>2+</sup> , мг/кг	1,7±0,5	3,19±0,96	2,38±0,71	3,0±0,9	7,0
2) Наличие фальсифицирующих веществ					
Крахмал	Не обнаружен	Не обнаружен	Не обнаружен	Не обнаружен	Должен отсутствовать
Сода	Не обнаружен	Не обнаружен	Не обнаружен	Не обнаружен	Должен отсутствовать
Формалин	Не обнаружен	Не обнаружен	Не обнаружен	Не обнаружен	Должен отсутствовать

Из полученных результатов можно сделать вывод, что выбранные методом контрольной закупки образцы плавленых сыров соответствуют требованиям ГОСТ по органолептическим и физико-химическим показателям. Но для того, чтобы получить информацию о безопасности продукта, необходимо было проверить содержание в сырах тяжелых металлов. На момент исследования было обнаружено, что в образцах сыра практически отсутствуют соединения кадмия и ниже ПДК содержание ионов меди и свинца. Фальсифицирующие вещества, которые иногда добавляют в продукты недобросо-

вестные производители (крахмал, сода, формалин) в данных сырах не обнаружены. Таким образом, отобранные плавленые сыры выбранных производителей являются качественными, полезными и безопасными для употребления.

#### **Литература**

1. Все о сыре: классификация сыров, основные виды сыра. [Электронный ресурс] // URL: <http://fromage.narod.ru/class.htm>
2. ГОСТ 26809. Молоко и молочные продукты. Правила приемки, методы отбора и подготовка проб к анализу. М.: ИПК издательство стандартов, 2004.
3. ГОСТ 31690-2013 Сыры плавленые. Общие технические условия. Дата введения 2014-07-01.
4. ГОСТ 3626-73. Молоко и молочные продукты. Методы определения влаги и сухого вещества. М.: ИПК издательство стандартов, 2004.
5. ГОСТ 3627-57. Молочные продукты. Методы определения хлористого натрия. М.: ИПК издательство стандартов, 2004.
6. Сборник методик выполнения измерений массовой концентрации ионов меди, свинца, кадмия, цинка, висмута, марганца, никеля и кобальта, массовой концентрации формальдегида, ацетальдегида, метанола и диэтиленгликоля методом вольтамперометрии на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА». М.: Эконикс Эксперт, 2004.

### **ОЦЕНКА КАЧЕСТВА РЕАЛИЗУЕМОЙ В ТОРГОВОЙ СЕТИ РЯЖЕНКИ ПО СОДЕРЖАНИЮ ОСНОВНЫХ ПИТАТЕЛЬНЫХ ВЕЩЕСТВ**

*Ю. Н. Рахимова, Л. В. Даровских, М. А. Зайцев*  
*Вятский государственный университет,*  
*yulyarakhimova@yandex.ru, larisa.darovskich@mail.ru,*  
*michail-zajcev@yandex.ru*

Ряженка – кисломолочный продукт, произведенный путем сквашивания топленого молока с добавлением молочных продуктов или без их добавления с использованием заквасочных микроорганизмов – термофильных молочнокислых стрептококков с добавлением болгарской молочнокислой палочки или без ее добавления (ГОСТ 31455-2012).

Ряженка изготавливается из топленого коровьего молока совместным молочнокислым и спиртовым брожением. Заквашивание производится термофильными молочнокислыми стрептококками и чистыми культурами болгарской палочки, сквашивается в течение 3–6 часов. Помимо бесспорной экологичности, ряженка является еще и исключительно полезным продуктом. Она содержит различные питательные вещества, в том числе основные – белки, жиры и углеводы и, как и любой другой кисломолочный продукт, очень легко усваивается организмом и обладает лечебными свойствами.

Полезность ряженки напрямую зависит от ее качества, в первую очередь содержания питательных веществ, которое может изменяться в зависимости от качества используемого сырья, технологии производства и других факторов.

В связи с этим, оценка качества данного продукта, реализуемого в торговой сети, является актуальной задачей.

Целью нашей работы является: оценка качества ряженки различных производителей на территории Кировской области по содержанию в продукции основных питательных веществ.

Для достижения цели были поставлены следующие задачи:

- 1) Провести литературный обзор по проблеме исследования.
- 2) Выбрать методики определения содержания белков, жиров и углеводов в кисломолочных продуктах.
- 3) Определить содержание жиров, белков и лактозы, свидетельствующее о качестве данного продукта.
- 4) Сделать вывод о соответствии определенных показателей нормативным документам.

В качестве объектов исследования выбраны различные торговые марки ряженки кировских производителей: «Вятушка» (производитель ЗАО «Кировский молочный комбинат», г. Киров), «Вятская дымка» (ОАО «Кирово-Чепецкий городской молочный завод», г. Кирово-Чепецк), «Славянская» (ОАО «Вожгальский маслодельно-сыродельный завод», Куменский район, с. Вожгалы), а также биоряженка «Бифидум Неженка» (ООО МНПК «Вяткабиопром», г. Киров).

При выполнении данной работы были отобраны методики, которые позволяют сделать заключение о качестве ряженки по содержанию лактозы, жира, белка [1].

Метод определения массовой доли жира [2] основан на выделении жира из кисломолочных продуктов под действием концентрированной серной кислоты и изоамилового спирта с последующим центрифугированием и измерении объема выделившегося жира в градуированной части жироскопа. Результаты измерений приведены в таблице.

Таблица

**Содержание жира, белка, лактозы в ряженке различных производителей**

Образец	«Вятушка»	«Вятская дымка»	«Славянская»	«Бифидум Неженка»	Норма
Массовая доля жира, %	4,0	4,0	2,5	2,5	не менее 0,5
Массовая доля белка, %	2,82±0,06	2,67±0,06	2,69±0,06	2,78±0,06	Не более 3
Содержание лактозы, г	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1

Из данных таблицы видно, что все образцы исследуемой ряженки соответствуют стандарту.

Определение массовой доли белка [3] основано на нагревании белков молока с концентрированной щелочью с последующим выделением аммиака, количество которого пропорционально содержанию белков в молоке. Процентное содержание белка находили умножением количества полученного

аммиака на коэффициент, вычисленный путем сравнительных определений белков в молоке по Кьельдалю и Кофрани. Результаты определений представлены в таблице.

Из данных таблицы видно, что все образцы исследуемой ряженки соответствуют норме – содержание белка в ряженке не превышает 3%.

Метод определения содержания лактозы [4] в ряженке основан на кипячении ряженки с жидкостью Фелинга, в результате которого лактоза окисляется в лактобионовую кислоту, восстанавливая тартратный комплекс меди (II) до оксида меди (I). Результаты исследования приведены в таблице.

Из данных таблицы видно, что все образцы исследуемой ряженки по содержанию лактозы соответствуют норме.

Таким образом, в ходе выполнения данного исследования было определено содержание основных питательных веществ – жиров, белков, лактозы в образцах различных торговых марок ряженки разных производителей, функционирующих на территории Кировской области. Результаты исследования показали, что вся изученная продукция, реализуемая в торговой сети г. Кирова, по этим показателям соответствуют требованиям нормативных документов.

#### Литература

1. Инихов Г. С., Брио Н. П. Методы анализа молока и молочных продуктов. М.: Пищевая промышленность, 1971. 422 с.
2. ГОСТ 5867-90. Молоко и молочные продукты. Методы определения жира. М.: Стандартинформ, 2009. 58 с.
3. ГОСТР 52738-2007. Молоко и продукты переработки молока. Введен 2009-01-01. М.: Стандартинформ, 2007.
4. Технический регламент Таможенного союза. О безопасности молока и молочной продукции (ТР ТС 033 / 2013).

### ОЦЕНКА КАЧЕСТВА РЕАЛИЗУЕМЫХ В ТОРГОВОЙ СЕТИ ПРЯНИКОВ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ

*С. А. Кириллова, Л. В. Даровских, М. А. Зайцев*  
*Вятский государственный университет,*  
*sveta-hemist.kirillova@yandex.ru, larisa.darovskich@mail.ru,*  
*michail-zajcev@yandex.ru*

Пряник – мучное кондитерское изделие, выпекаемое из специального теста; для вкуса могут добавляться мед, орехи, изюм, фруктовое или ягодное повидло. Пряники принадлежат к числу важных и излюбленных компонентов пищевого рациона всех возрастных групп населения. Также пряники обладают достаточной калорийностью и возможностью длительного хранения. В связи с такими положительными качествами в продаже могут появиться фальсификации данного продукта. Поэтому возникает необходимость оценки их качества [1].

Целью нашей работы является оценка качества реализуемых в торговой сети пряников по некоторым физико-химическим показателям.

Для достижения цели были поставлены следующие задачи:

- 1) Изучить литературные источники по проблеме исследования.
- 2) Подобрать методики определения показателей качества кондитерских изделий.
- 3) Экспериментально определить наиболее значимые для потребителя физико-химические показатели качества пряников разных торговых марок и разных производителей.
- 4) Сделать вывод о соответствии исследованных образцов нормативным документам, регламентирующим качество данной продукции.

Объектами исследования были выбраны пряники популярных торговых марок: «Северные» (производитель ООО «Нолинская кондитерская фабрика», г. Нолинск); «Фестивальные» (производитель ОАО «Кирово-Чепецкий хлебокомбинат», г. Кирово-Чепецк); «Комсомольские» (производитель ООО «КировхлебПром», г. Киров); «Медовые» (производитель ООО «Новые технологии», Республика Адыгея).

Для выполнения данной работы были отобраны методики, которые позволяют сделать заключение о качестве пряников по следующим физико-химическим показателям: набухаемость, плотность, содержание сахара и жира.

Определение плотности проводили по ГОСТ 15810-2014 [2]. Метод основан на измерении объема индикатора, вытесненного погруженным в него готовым мучным кондитерским изделием. Результаты определений приведены в таблице 1, из которой видно, что все образцы соответствуют норме.

Таблица 1

#### Результаты определения плотности пряников

Название пряника	«Медовые»	«Комсомольские»	«Фестивальные»	«Северные»	Норма
Плотность, г/см <sup>3</sup>	0,389±0,010	0,453±0,001	0,457±0,016	0,387±0,008	0,35–0,55

Необходимым показателем качества пряничных изделий является массовая доля сахара в них. Сахар придает пряникам сладкий вкус, хорошую намокаемость, участвует в образовании цвета, вкуса, аромата. При избытке сахара тесто становится липким, изделия получаются твердыми. Сахар повышает намокаемость и гигроскопичность пряников.

Определение массовой доли сахара (по сахарозе) в пересчете на сухое вещество проводили по ГОСТ 5903-89 [3]. Метод основан на восстановлении избыточного феррицианида стандартным раствором глюкозы в присутствии раствора метиленового голубого до полного обесцвечивания.

Результаты определений, приведенные в таблице 2 свидетельствуют о том, что во всех изученных образцах массовая доля сахара соответствует норме.

Таблица 2

**Результаты определения массовой доли сахара (по сахарозе)  
в пересчете на сухое вещество**

Название пряника	«Медовые»	«Комсомольские»	«Фестивальные»	«Северные»	Норма
Массовая доля общего сахара (по сахарозе) в пересчете на сухое вещество, %	42,32±0,28	40,39±0,23	39,54±0,25	39,69±0,20	Не менее 24

Важным компонентом пряничных изделий являются жиры. Они придают тесту пластичность, повышают пищевые и вкусовые качества пряников. Жиры обуславливают специфический вкус и устойчивый аромат изделий. Они также задерживают черствение пряников.

Определение массовой доли жира в пересчете на сухое вещество проводили по ГОСТ 31902-2012 [4]. Метод основан на извлечении жира из навески монобром- или моноклорнафталином и определении показателя преломления растворителя и раствора жира.

Из таблицы 3, в которой приведены результаты измерений, видно, что содержание жира в пряниках всех торговых марок соответствуют норме.

Таблица 3

**Результаты определения массовой доли жира в пересчете  
на сухое вещество**

Название пряника	«Медовые»	«Комсомольские»	«Фестивальные»	«Северные»	Норма
Массовая доля жира, в пересчете на сухое вещество, %	5,04±0,02	6,71±0,04	6,15±0,09	6,52±0,12	Не более 15

Определение намокаемости проводили по ГОСТ 15810-2014 [2]. Метод основан на изменении массы пряничного изделия при погружении его в воду температурой 20 °С на определенное время.

Результаты определений приведены в таблице 4. Измерения показали, что намокаемость пряников всех торговых марок соответствует норме.

Таблица 4

**Результаты определения намокаемости пряников**

Название пряника	«Медовые»	«Комсомольские»	«Фестивальные»	«Северные»	Норма
Намокаемость, %	185,32±0,15	189,30±0,32	187,65±0,24	186,86±0,28	Не менее 180

Таким образом, в ходе выполнения данного исследования были определены наиболее значимые для потребителя физико-химические показатели пряников популярных торговых марок разных производителей. Результаты исследования показали, что все изученные изделия, реализуемые в торговой

сети г. Кирова, по этим показателям соответствуют требованиям нормативных документов.

#### **Литература**

1. Скурихин И. М., Нечаев А. П. Все о пище с точки зрения химика: справочное издание. М.: Высшая школа, 1991. 288 с.
2. ГОСТ 15810-2014. Изделия кондитерские. Изделия пряничные. Общие технические условия. Дата введения 2016-01-01. М.: Стандартинформ, 2015.
3. ГОСТ 5903-89. Изделия кондитерские. Методы определения сахара. Введен 1991-01-01. М.: ИПК Издательство стандартов, 2004.
4. ГОСТ 31902-2012. Изделия кондитерские. Методы определения массовой доли жира (с Изменением N 1). Введен 2014-01-01. М.: Стандартинформ, 2014.

### **ОРГАНИЗАЦИЯ ДИСТАНЦИОННОГО КОНСУЛЬТИРОВАНИЯ СПЕЦИАЛИСТОВ СЕЛЬСКИХ ПЕКАРЕН ПО ВОПРОСАМ КАЧЕСТВА СЫРЬЯ И ГОТОВОЙ ПРОДУКЦИИ**

*Н. П. Сетюкова, Н. В. Сырчина, Л. В. Даровских*  
*Вятский государственный университет,*  
*natalya-setyuckova@yandex.ru, nvms1956@mail.ru,*  
*larisa.darovskich@mail.ru*

Хлеб в нашей стране относится к товарам, имеющим высокую социальную значимость. В последние годы отмечается существенное снижение качества хлебобулочных изделий. Одной из причин снижения качества хлеба является низкий уровень профессиональной компетенции хлебопеков. Поскольку повышение профессиональной подготовки пекарей с отрывом от производства сопряжено с целым рядом проблем экономического и организационного плана, возникает задача организации дистанционного консультирования пекарей. Исследования, выполненные в направлении изучения возможности и эффективности дистанционного консультирования хлебопеков, показали большие перспективы подобной работы. Анализ хлебопекарной продукции проводился по таким показателям, как кислотность, влажность, пористость готовых изделий. Параллельно с готовыми изделиями выполнялся лабораторный анализ муки (количество и качество клейковины, число падения, зараженность картофельной палочкой). На основании полученных результатов формировался блок рекомендаций для хлебопеков. Следование данным рекомендациям позволило значительно улучшить качество и конкурентоспособность хлеба.

Цель исследования: изучить возможность организации дистанционного взаимодействия с хлебопеками для оказания им профессиональной помощи. Разработать оптимальные формы и методы дистанционного консультирования пекарей.

Задачи: 1. Выявить наиболее значимые направления профессионального консультирования.

2. Разработать методику дистанционного взаимодействия с сельскими хлебопеками.

3. Оценить эффективность дистанционного консультирования на конкретном предприятии.

4. Разработать рекомендации по внедрению полученного опыта в практику.

В условиях рыночной экономики качество продукции является основной движущей силой успешного развития и важнейшим фактором обеспечения конкурентоспособности предприятия. Качество продукции оказывает непосредственное влияние на уровень показателей финансово-хозяйственной деятельности [1]. Продовольственная безопасность страны невозможна без соблюдения одного из важнейших прав человека – права на поддержание своего существования за счет высококачественного и безопасного питания [2]. Недостаточная компетентность в вопросах обеспечения качества приводит к тому, что в торговую сеть поступает хлеб с производственным браком. Исследования показывают, что в структуре производственных дефектов хлебобулочных изделий, поступающих на полки магазинов, наибольшая доля принадлежит деформированному хлебу (32%), горелой корке (25%), черствому мякишу (20%) [3]. Всех этих дефектов можно было бы избежать при тщательном контроле качества перерабатываемого сырья и готовой продукции.

Для нашей страны возможность реализации профессионального консультирования специалистов предприятий пищевой отрасли в дистанционном режиме является особенно значимой, поскольку расположение этих предприятий зачастую удалено от городов, в которых можно получить необходимую информацию.

В качестве объекта исследований было выбрано дистанционное консультирование пекарей по вопросам обеспечения качества пшенично-ржаного хлеба, содержащего 30% ржаной и 70% пшеничной муки. Выбранное соотношение пшеничной и ржаной муки обеспечивает оптимальные вкусовые качества готового продукта. При оптимальной технологии выработки хлеба получают изделия, характеризующиеся высокой пористостью (79%) и относительно низкой кислотностью (7 град. Неймана).

На качество пшенично-ржаного хлеба большое влияние оказывают такие факторы, как уровень кислотности, влажность, качественные показатели муки, и особенности реализации основных технологических операций (замес, формовка, расстойка, температурные параметры выпечки).

Консультационная работа включала следующие этапы:

1. Изучение применяемой на предприятии технологии выработки изделий.

2. Изучение качественных показателей пшеничной муки (количество сырой клейковины, качество клейковины, зараженность муки спорами микроорганизмов, вызывающих картофельную болезнь хлеба).

3. Изучение качественных показателей готовой продукции (пористость, кислотность, влажность, состояние мякиша, скорость черствения, развитие картофельной болезни).

4. Формирование блока рекомендаций для производителей по улучшению качества продукции.

5. Корректировка рекомендаций в зависимости от достигнутых результатов.

Выполнение исследований проводилось на базе пекарни Советского райпо Кировской области, не имеющих собственных лабораторий по контролю качества сырья и готовой продукции.

В таблицах 1 и 2 приведены примеры установленных показателей качества хлеба и муки и соответствующие рекомендации.

Таблица 1

**Показатели качества хлеба**

№ образца	Основные показатели качества хлеба			Органолептические характеристики	Рекомендации
	Кислотность (град. Неймана)	Влажность %	Пористость %		
1	5,6	44,72	75,91	Мягкий, сухой, не эластичный, сильно крошливый. Корки тонкие, окрашены равномерно. Цвет – золотисто-коричневый, верхняя корочка блестящая. Запах – приятный, характерный для пшенично-ржаного хлеба. Вкус – нет излишней кислотности	Необходимо увеличить кислотность и влажность.
2	7,4	46,17	88,65	Мягкий, суховатый, не эластичный, крошливый. Корки тонкие, окрашены равномерно. Цвет – золотисто-коричневый. Запах – приятный, характерный для пшенично-ржаного хлеба. Вкус – излишняя кислотность.	Кислотность оставить такую, какая есть, следует увеличить влажность.

В результате выполненных исследований установлено, что организация лабораторного контроля качества сырья и готовой продукции представляет в условиях небольшого производства серьезную проблему, поскольку на подобных предприятиях отсутствуют профессиональные химики и технологи, обладающие достаточным уровнем профессиональной компетентности. Отсутствие надлежащего контроля сырья со стороны производителей хлеба дает возможность недобросовестным поставщикам поставлять в сельские пекарни муку, не соответствующую заявленным показателям качества. В результате проведенных исследований были выявлены партии муки, содержащей не более 24% сырой клейковины, характеризующейся низким уровнем качества

(растяжимость над линейкой менее 10 см.). При этом в товаросопроводительной документации на подобную муку указывались показатели качества, соответствующие муке 1 сорта. Соответствующая низкокачественная мука имела высокий уровень зараженности спорами бактерий, вызывающих картофельную болезнь хлеба.

Таблица 2

**Показатели качества муки**

№ образца	Основные показатели качества пшеничной муки			Рекомендации
	Содержание сырой клейковины (%)	Растяжимость клейковины над линейкой (см)	Зараженность муки спорами микроорганизмов	
1	24	10	Повышенная	Необходимо сменить поставщика муки. Данная мука не пригодна для хлебопечения
2	28	17	Умеренная	Данную муку можно использовать для хлебопечения

Доставка образцов выпекаемой продукции для выполнения лабораторных исследований в лабораторию кафедры фундаментальной химии и методики обучения химии попутным транспортом не представляло проблем для производителей.

Технологи предприятий охотно обсуждали возникающие проблемы, внимательно прислушивались к советам и тщательно выполняли соответствующие рекомендации. Консультации проводились по телефону или онлайн.

Отработка новой технологии производства пшеничного хлеба занимала от 2-х недель до 1 месяца. Благодаря полученным рекомендациям удалось повысить качество вырабатываемой продукции до эталонного уровня. В качестве эталона использовались лучшие образцы хлеба других производителей. Хлебопеки, участвующие в эксперименте, сами выбирали эталонный уровень качества хлеба, который стремились достигнуть.

После достижения желаемого результата все участники эксперимента выразили желание к продолжению сотрудничества.

Важным результатом проведенного эксперимента стало не только повышение качества продукции, но и соответствующее расширение рынка ее сбыта.

В ходе выполненных исследований выдвинутая гипотеза получила полное подтверждение: было установлено, что проведение профессионального консультирования хлебопеков дистанционным методом позволяет повысить качество хлебопекарной продукции и конкурентоспособность соответствующего предприятия.

Наиболее значимыми направлениями дистанционного консультирования являются вопросы, связанные с обеспечением лабораторного контроля качества сырья и готовой продукции.

Разработанная методика дистанционного взаимодействия с сельскими хлебопеками позволила организовать оперативное консультирование специалистов на высоком профессиональном уровне.

Взаимодействие с сельскими хлебопеками в режиме консультирования показало высокую эффективность этой формы работы и заинтересованность товаропроизводителей в расширении сотрудничества со специалистами вуза.

На основе выполненных исследований можно рекомендовать продолжить работу в выбранном направлении. Особое внимание следует уделить разработке вопросов экономических отношений между хлебопекарными предприятиями и специалистами вуза. Полученный опыт показывает, что дистанционное консультирование можно расширить и за пределы области. Большую заинтересованность в этой форме работы проявляют хлебопеки республики Коми, работающие в удаленных сельских районах.

#### **Литература**

1. Косач О. Ю. Обеспечение конкурентоспособности хлебопекарных предпринимательских структур с учетом критерия качества выпускаемой продукции: Дис. ... канд. экон. наук: 08.00.05. Владивосток, 2011. 148 с.
2. Аврашков Л. Я., Графов А. В. К вопросу об оценке конкурентоспособности предприятий // Аудитор. 2009. № 11. С. 42–48.
3. Горин В. В. Механизм повышения качества продукции хлебопекарного производства: Дис. ... канд. экон. наук: 08.00.05. Тамбов, 2009. 147 с.

### **АЗИД НАТРИЯ – КОНСЕРВАНТ БИОЛОГИЧЕСКИХ МАТЕРИАЛОВ**

*С. П. Ашихмин, Е. С. Клюкина, О. Б. Жданова,  
А. А. Волков, А. В. Смирнова*

*Кировский государственный медицинский университет,  
K7@kirovgma.ru, Anesteischen.Smir-Kir@yandex.ru*

За последние десятилетия количество патологоанатомических отделений и лабораторий выросло. Работа этих заведений не возможна без консервантов биологических материалов, как и работа анатомических музеев и кафедр в учебных заведениях. Наиболее распространенным консервантом на сегодняшний день является формалин – раствор метанала стабилизированный метанолом. И хотя этот препарат зарекомендовал себя как надежный, он не лишен недостатков. Резкий запах, раздражение слизистых, негативное влияние паров формалина на дыхательную систему, со всем этим приходится сталкиваться персоналу работающему с нативными препаратами.

Эти недостатки приводят к получению профессиональных травм, невозможности длительной работы с препаратами. Но помимо этого формалин изменяет форму, цвет, плотность и размер препарата, что снижает качество

обучения и способствует формированию ложных представлений у обучающегося [1].

В качестве альтернативы формалину мы предлагаем использовать водный раствор азидата натрия – бесцветной соли азотистоводородной кислоты, так как он практически не оказывает токсического влияния на персонал. Азид не испаряется из раствора, как это делает метаналь, и при соблюдении техники безопасности не может попасть в организм работника. Это позволяет практически полностью избежать профессиональных заболеваний, вызванных воздействием токсических веществ.

При использовании азидата натрия в качестве консерванта, сохраняются форма, размер, цвет и плотность препарата (рис. 1), а также его микроскопическая прочность. Это позволяет получить более достоверные сведения при работе студентов и персонала с препаратом. Так же раствор натриевой соли азотистоводородной кислоты не имеет неприятно запаха и из-за отсутствия испарений не раздражает слизистые при работе с препаратами, что позволяет увеличить время и качество работы за счет отсутствия раздражающих факторов.



Рис. 1. Препарат почки, законсервированный азидом натрия

Как и формалин, азид натрия можно использовать в качестве противогельминтного препарата [1–3]. Он оказывает заметное бактерицидное воздействие на колонии микроорганизмов и яйца гельминтов (рис. 2, 3) (табл.). При обработке почв, обсемененных яйцами гельминтов, наблюдалось заметное снижение уровня обсемененности вплоть до полного отсутствия яиц, на фоне подавления роста высших растений. В то же время при обработке обсемененного участка формалином наблюдалось сильное угнетение роста высших растений и снижение уровня обсемененности. Последнее дает право утверждать, что азид натрия более эффективен и оказывает меньшее влияние на экологию почв, при использовании в качестве овоцидного и ларвоцидного средства [4].

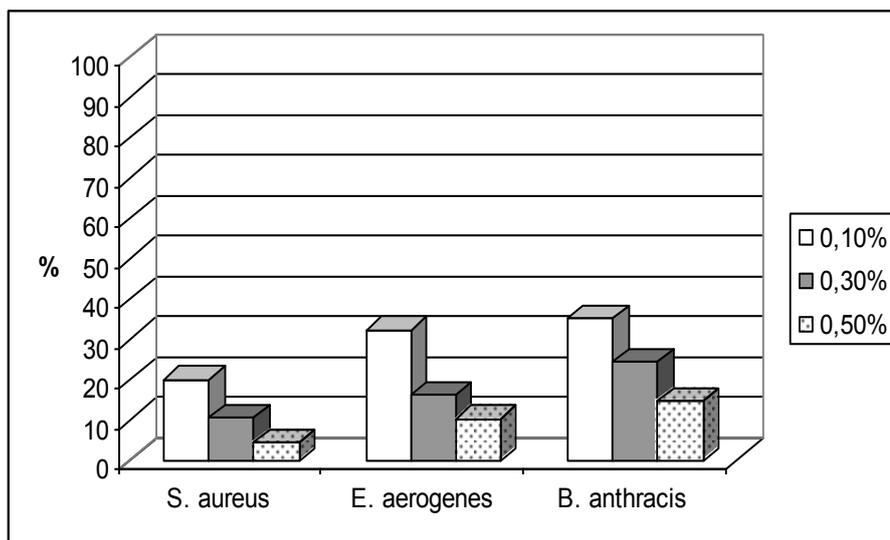


Рис. 2. Дезинфицирующая активность азиды натрия в отношении различных патогенов в % к количеству колоний интактного биоматериала

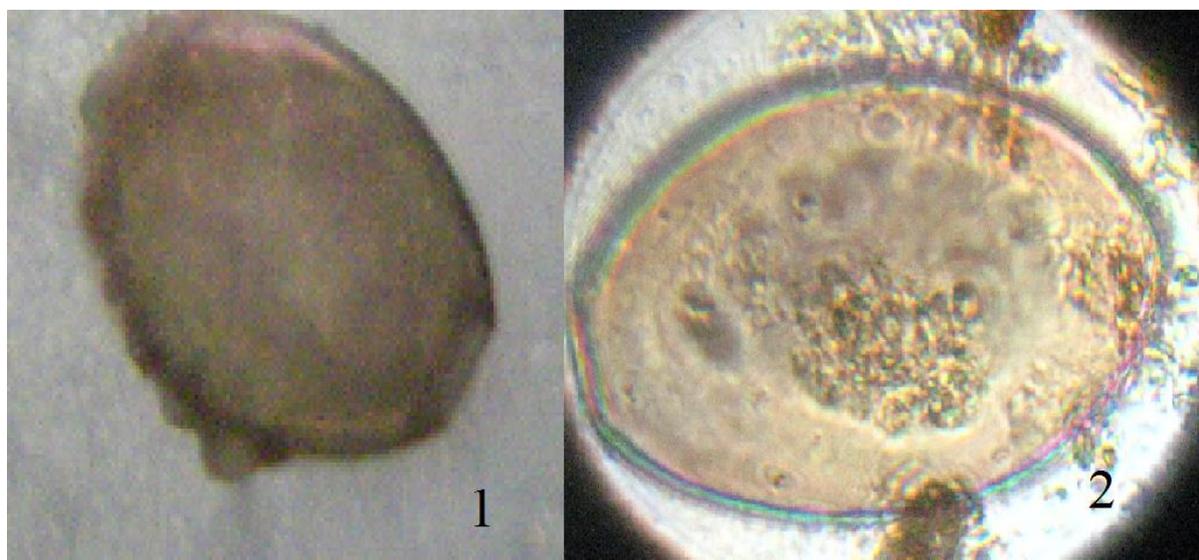


Рис. 3. 20-минутная экспозиция яиц трематод в 4% растворе карболовой кислоты (1) и в 0,3% растворе азиды натрия (2)

Таблица

**Выраженность антибактериальных свойств опытного 0,5% раствора азиды натрия, дезоля и контрольного (стерильного физиологического 0,9%) растворов в зависимости от разведений стандартных культур кишечной палочки**

Разведения	10 <sup>2</sup>	10 <sup>3</sup>	10 <sup>4</sup>	10 <sup>5</sup>	10 <sup>6</sup>	10 <sup>7</sup>	10 <sup>8</sup>	10 <sup>9</sup>
Опытный – 0,5% раствор азиды натрия	–	–	–	–	–	+	+	+
Контрольный – стерильный 0,9% физраствор	+	+	+	++	++	++	+++	+++
Раствор дезоля 5%	–	–	–	–	–	–	–	–

Из всего выше сказанного можно сделать вывод о перспективности водного раствора азидата натрия в качестве консерванта биологических материалов, овоцидного, лярвоцидного и дезинфицирующего средства. В дальнейшем необходимо изучить влияние азидата натрия на антигенные структуры клетки, для определения степени возможности его использования в качестве консерванта для иммуногистохимических анализов, а также влияние раствора на почву и растения при многолетнем использовании в качестве овоцида и дезинфектанта, с учетом проведенных исследований по изучению его влияния на окружающую среду [2–5].

### Литература

1. 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.
2. Ашихмин С. П., Домрачева Л. И., Жданова О. Б., Кондакова Л. В., Мутошвили Л. Р., Попов Л. Б. Экологические аспекты применения азидата натрия в качестве консерванта и дезинфектанта почв урбанизированных территорий // Российский паразитологический журнал. 2010. № 2. С. 24–29.
3. Гайфутдинова А. Р., Домрачева Л. И., Дроздова Н. В., Старкова Д. Л., Жданова О. Б., Ашихмин С. П. Влияние возрастающих концентраций азидата натрия на аборигенную микрофлору полевых почв // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы X Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2012. С. 138–141.
4. 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.
5. Попов Л. Б., Домрачева Л. И., Жданова О. Б. Биологическая оценка риска от применения азидата натрия при дезинвазии урбаноземов // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Материалы VIII Всерос. науч.-практ. конф. Киров, 2010. С. 114–117.

## ОЦЕНКА БЕЗОПАСНОСТИ ИЗДЕЛИЙ ИЗ ПОЛИВИНИЛХЛОРИДА

*А. С. Олькова, Д. В. Будина, В. С. Крюков*

*Вятский государственный университет, morga-abend@mail.ru*

Изделия из поливинилхлоридных (ПВХ) пластиков прочно вошли во многие сферы хозяйства и быта. Люди постоянно контактируют с ними через тару для продуктов, отделочные материалы для помещений, водопроводные трубы и прочее.

Ранее нами была показана проблема применения ПВХ пластиков для изготовления детских игрушек. В зависимости от состава композиции для пластика, водные среды, контактирующие с изделиями, могут обогащаться токсичными веществами. Методом хромато-масс-спектрометрии установили выделение в воду фталатов – солей ортофталевой кислоты, которые добавляются в ПВХ композиции в качестве пластификаторов [1].

В продолжение исследований поставлена цель: изучить токсикологические характеристики природной воды после контакта с образцом линолеума из ПВХ. Этот популярный отделочный материал после периода эксплуатации становится частью бытовых отходов, загрязняя окружающую среду не только физически, но и химически.

Объектом исследования стал образец линолеума из ПВХ пластика средней жесткости, не использованный в быту. Образец измельчался на части размером  $0,5 \cdot \text{см}^2$ . Далее готовились водные экстракты согласно используемым методикам биотестирования [2, 3]. Для тестирования по ответным реакциям *Daphnia magna* соотношение твердой фазы и воды 1:10, время экстракции 2,5 часа. Для оценки токсичности по бактериальной тест-системе «Эколюм» – 1:5, контакт твердой и водной фаз в течение 24 часов. Одновременно моделировали воздействие холодных ( $20^\circ\text{C}$ ) и горячих вод ( $70^\circ\text{C}$ ).

При биотестировании экстрактов с помощью препарата «Эколюм» угнетения биолюминесценции не выявлено. Напротив, наблюдалось увеличение интенсивности люминесценции бактерий на  $20,5\% \pm 1,3\%$  по сравнению с контрольной средой (дистиллированной водой). Это свидетельствует о наличии в вытяжке веществ, привлекательных для бактерий.

Реакция более высоко организованных животных *D. magna* оказалась противоположной: установлена гибель рачков в вытяжке из линолеума. Для более детальной токсикологической характеристики первоначальная вытяжка (100%) разбавлялась, в полученных пробах определяли смертность взрослых особей, их плодовитость, а также двигательную и трофическую активность (табл., рис. 1, 2).

Таблица

**Влияние водных вытяжек из поливинилхлоридного линолеума на *D. magna***

Вариант	Наличие острой токсичности		Плодовитость за 24 дня, особей на 1 самку		Смертность взрослых особей на 24 день, %		БКР**		
	22 °C	70 °C	22 °C	70 °C	22 °C	70 °C	22°C	70 °C	
Контроль	–		6,9±1,2		0		–	–	
Экстракты из линолеума	100 %	+	+	0	0	–	–	2	4
	50%	–	+	11,5*± 7,9	–	86,7	–	–	2
	25%	–	–	6,4±0,4	3,03*±1	10	6,6	–	–
	10%	–	–	3,15*± 1,6	3,5*± 0,2	0	0	–	–

Примечание: \* – отличия достоверны по сравнению с контролем; \*\*БКР – безвредная кратность разбавления

В первоначальных вытяжках (100%) гибель рачков наблюдалась на 1–2 день эксперимента, что говорит о наличии острой токсичности пробы.

Разбавление пробы в 2 раза позволило выявить более значительную экстракцию вредных веществ горячей водой: все дафнии вновь погибли за 4 дня, тогда как в экстракте, приготовленном «холодным» способом рачки жили и некоторые из них смогли оставить потомство. Повышенная на первый взгляд плодовитость относительно контрольных значений – следствие нескольких приплодов 1–2 самок, оставшихся живыми в период фертильности. Смертность *D. magna* в «холодном» экстракте (50%) к 24 дню опыта оказалась значительна (около 90%), что приводит к заключению о наличии хронической токсичности этой пробы.

Дальнейшее разбавление вытяжек привело к увеличению выживаемости тест-организмов. При разбавлении в 10 раз гибели взрослых особей к завершению эксперимента не наблюдали.

Показатели плодовитости подтверждают общую тенденцию большей токсичности экстрактов, полученных горячей водой. При разбавлении и в 4, и в 10 раз способность к размножению у *D. magna* достоверно угнетена примерно в 2 раза. Повышенная экстрагирующая способность горячих вод была показана нами на ПВХ пластикатах, используемых для изготовления детских игрушек. Химическими методами установлено, что причиной токсичности становится пластификатор, способный мигрировать в экстрагирующие среды [1, 4]

В итоге по аттестованной методике безвредная кратность разбавления пробы составила от 2 до 4 раз (в зависимости от температуры приготовления).

В разбавленных пробах, не оказывающих острого летального действия, были определены трофическая и двигательная активности *D. magna* по авторским методикам [5, 6].

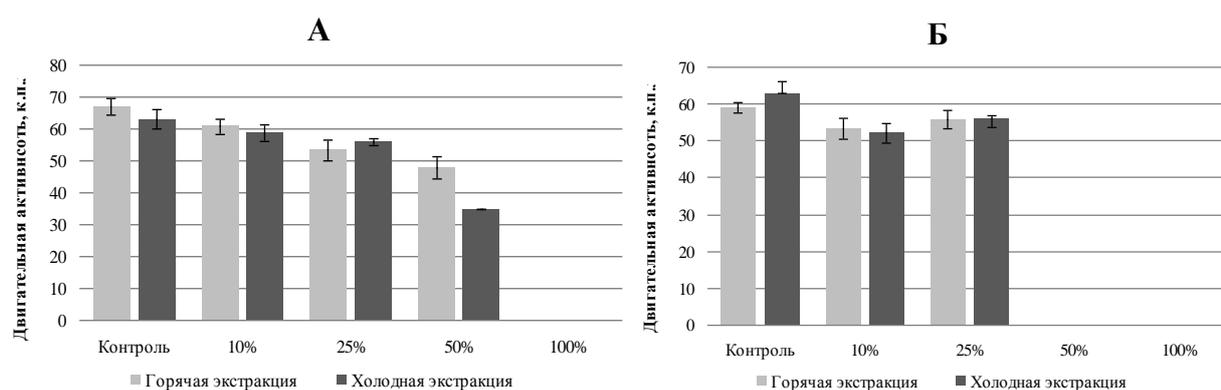


Рис. 1. Двигательная активность *D. magna* в экстрактах из ПВХ пластикатов: А – 10 день опыта, Б – 24 день опыта

Наблюдения за двигательной активностью проводили в начале эксперимента на хроническую токсичность (10 день) и в конце опыта (24 день). Через 10 дней экспозиции выявлена тенденция угнетения двигательной активности *D. magna* в ответ на увеличение доли исходного экстракта в тестируемой среде. Только максимальное разбавление вытяжки (в 10 раз) не при-

вело к достоверному угнетению двигательной активности, во всех остальных вариантах наблюдали достоверное торможение моторной активности дафний.

В конце опыта для вариантов, где дафнии остались живы, показатель был повторно измерен. Достоверные различия по сравнению с контрольными значениями сохранились, но между собой результаты для 10%-х и 25%-х экстрактов не различались.

Действие холодных и горячих экстрактов удалось различить только через 10 дней в варианте с разбавлением в 2 раза.

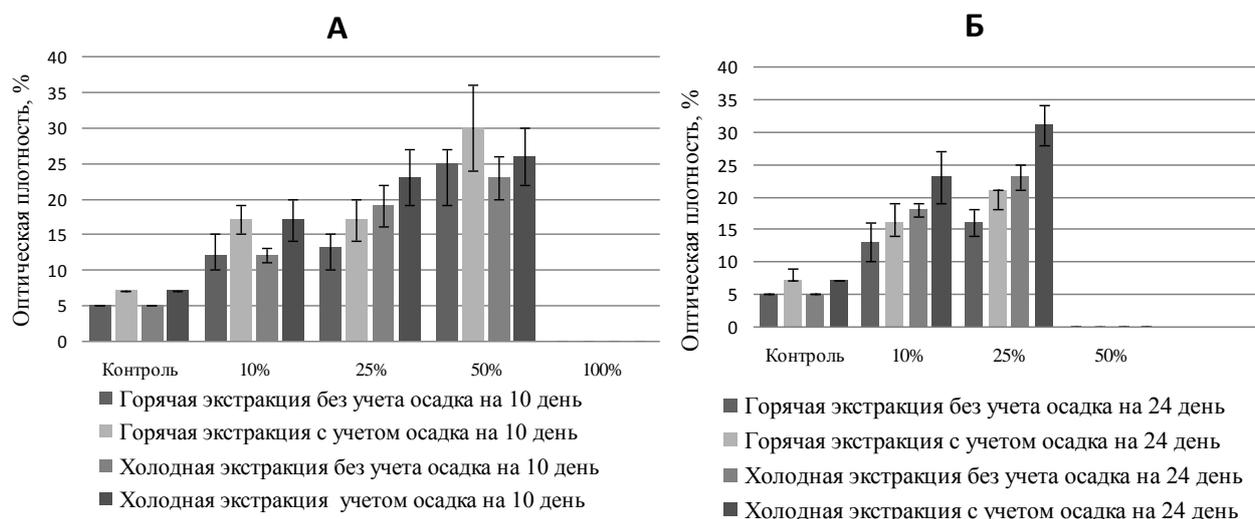


Рис. 2. Трофическая активность *D. magna* в экстрактах из ПВХ пластикатов: А – 10 день опыта, Б – 24 день опыта

Трофическая активность также определялась на 10 и 24 день опыта. Измеряли оптическую плотность тестируемых сред. Показатель отражен в процентах от оптической плотности методического контроля (культивационной воды). Повышение показателя свидетельствовало о низкой пищевой активности *D. magna* в отношении клеток зеленых водорослей, служивших кормом.

В контроле все особи питались равномерно, осадка из водорослей не наблюдалось. В опытных пробах приходилось проводить измерения как без учета осадка, так и с учетом тех водорослей, которые находились на дне емкостей. Измерения с учетом осадка наиболее ярко свидетельствуют о снижении пищевой активности рачков в ответ на повышение в среде доли первоначального экстракта из линолеума.

Таким образом, показано, что такие тест-функции *D. magna* как гибель, плодовитость, двигательная и трофическая активности могут успешно использоваться в оценке безопасности изделий из поливинилхлорида.

#### Литература

1. Олькова А. С., Будина Д. В., Ярмоленко А. С. Оценка токсичности поливинилхлоридных пластикатов методами биотестирования // Токсикологический вестник. 2015. № 5. (134). С. 46–51.

2. ПНДФ Т 14.1:2:3:4.11-04 Т.16.1:2:3:3.8-04. Методика определения интегральной токсичности поверхностных, в том числе морских, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных экстрактов почв, отходов, осадков сточных вод по изменению бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». 2010.

3. ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: Акварос, 2007. 48 с.

4. Кувичкина Т. Н., Будина Д. В., Олькова А. С., Решетилов А. Н., Ашихмина Т. Я. Определение ди-(2-этилгексил)фталата в поливинилхлоридных塑料制品ах масс-спектрометрическим и биосенсорным методами // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 4. С. 11–15.

5. 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. Киров: Изд-во ООО «Веси», 2015. С. 266–268.

6. 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. Киров: Изд-во ООО «Веси», 2013. С. 188–191.

## **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ГЛАУКОНИТОВОГО КОНЦЕНТРАТА ВЕРХНЕКАМСКОГО ФОСФОРИТНОГО РУДНИКА ДЛЯ УЛУЧШЕНИЯ АГРОХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ АММИАЧНОЙ СЕЛИТРЫ**

*Н. Н. Богатырёва<sup>1</sup>, Н. В. Сырчина<sup>1</sup>, Ю. Н. Терентьев<sup>2</sup>*

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

<sup>2</sup> *ОПИ КЧ «РусГазИнжиниринг»,*

*bogatyreva\_n1994@mail.ru, nvms1956@mail.ru, Teryun@yandex.ru*

Важнейшей задачей растениеводства Кировской области является производство зерна и кормов. Успешное решение этой задачи становится основой повышения эффективности всего сельскохозяйственного производства области. Расчеты показывают, что при создании условий массового использования самого быстро оборачиваемого ресурса – минеральных удобрений, область реально может получать 20 ц/га зерна [1]. Необходимость использования минеральных удобрений во многом определяется почвенно-климатическими условиями ведения земледелия.

Результаты последнего цикла агрохимического обследования показывают, что плодородие почв Кировской области находится на весьма низком уровне: 74,6% площади пашни имеют повышенную кислотность; низкое содержание фосфора установлено для 26,1%; калия – для 24,5%; гумуса – для 50% пашни. Основными причинами деградации почв являются практически полное прекращение известкования и фосфоритования, а также уменьшение использования органических и минеральных удобрений [2]. Таким образом, использование минеральных удобрений является необходимым условием обеспечения высокой урожайности в условиях промышленного земледелия.

Несмотря на острую потребность земледелия в минеральных удобрениях, следует учитывать и тот факт, что необоснованное использование этого ресурса может стать дополнительным фактором, способствующим деградации пахотных земель. В связи с этим, в настоящее время большое внимание уделяется исследованиям, направленным на устранение негативных последствий от использования минеральных удобрений за счет включения в их состав соответствующих компонентов, проявляющих мелиорирующий эффект. Одним из таких компонентов является глауконит [3, 4]. Глауконит, как мелиорант, способен аккумулировать влагу из атмосферы, снижать жесткость почвенных растворов, сорбировать тяжелые металлы, выполнять роль активатора минеральных удобрений [5]. Кроме того, в состав глауконитов входят калий, фосфор и комплекс микроэлементов, благодаря чему это полезное ископаемое может использоваться в качестве натурального минерального удобрения.

*Задача* исследования состояла в изучении возможности и целесообразности включения глауконитового концентрата в состав аммиачной селитры для снижения пожароопасности и повышения агрохимической эффективности удобрения.

Для выполнения исследований применялась аммиачная селитра марки Б (ГОСТ 2-2013, ЗАО «ЗМУ КЧХК») и глауконитовый концентрат (Кировская область, Верхнекамский фосфоритный рудник).

Глауконитовый концентрат представляет собой тяжелый землистый порошок темного цвета с примесью фосфоритов мелких фракций. Содержание глауконита в концентрате, используемом для выполнения эксперимента, составляло  $45 \pm 5\%$ ;  $K_2O$  – 1,2%;  $P_2O_5$  – 6,1%.

Методика приготовления гранул включала следующие операции: измельчение, просеивание, смешивание, увлажнение, гранулирование, высушивание. Гранулы аммиачной селитры растирались до порошкообразного состояния, а глауконитовый концентрат просеивался через сито с размером ячеек 0,25 мм. Смешивание аммиачной селитры и глауконитового концентрата выполнялось вручную. Состав смеси рассчитывался таким образом, чтобы содержание азота в готовых гранулах соответствовало требованиям взрывопожарной безопасности и составляло не более 27%. Перед гранулированием в смесь добавлялась вода. Количество воды рассчитывалось таким образом, чтобы консистенция смеси представляла собой густую пасту. Приготовленная смесь нагревалась до  $135^\circ C$  и пропусклась через колеблющееся решето с ячейками  $2 \times 2$  мм так, чтобы гранулы падали с высоты 1 м на поддон, в котором осуществлялся процесс окатывания. Окатанные гранулы высушивались в термостатируемых условиях до остаточной влажности не более 1%.

Для определения прочности готовая гранула устанавливалась между двумя керамическими плитками. На верхнюю плитку помещался груз. Фиксировалась масса груза, при которой происходило разрушение гранулы. Прочность гранул измерялась в кг на гранулу.

Для выявления влияния удобрения на развитие зерновых культур готовились образцы грунта (контроль) и грунта с добавлением 0,1% удобрения.

Образцы грунта массой 2 кг помещались в пластиковые контейнеры, в которые высевалось по 40 одинаковых зерен овса. В ходе эксперимента образцы увлажнялись одинаковым количеством воды.

Содержание тяжелых металлов в глауконитовом концентрате определялось методом атомно-абсорбционной спектроскопии в соответствии с ФР.1.31.2012.13573.

В результате выполненных исследований установлено, что содержание тяжелых металлов (кроме Ni) в глауконитовом концентрате Верхнекамского фосфоритного рудника не превышает установленные нормы. Поскольку для получения гранул используется 20% глауконита и 80% аммиачной селитры, содержание Ni в готовом удобрении будет соответствовать нормативным требованиям.

В таблице 1 приведены данные о содержании в глауконитовом концентрате тяжелых металлов.

Таблица 1

**Содержание тяжелых металлов в глауконитовом концентрате**

Металл	Содержание, мг/кг	ПДК в почвах (в соответствии с ГН 2.1.7.12-1-2004)
Ni	127,670±9,030	80,0
Zn	61,825±9,122	220,0
Pb	13,905±0,824	32,0
Cu	3,160±0,432	132,0
Cd	0,060±0,008	2,0

Изучение процесса гранулирования показало, что глауконитовый концентрат легко смешивается с аммиачной селитрой с образованием пасты. Для получения пасты, пригодной для формования прочных гранул, необходимо строго контролировать влажность и температуру смеси. Стабилизацию (высушивание) гранул следует проводить при относительно низких температурах. Повышение температуры до 100 °С приводит к нарушению однородности гранул. Для увеличения скорости высушивания можно применять прием активного вентилирования сушильной камеры.

Полученные в ходе эксперимента гранулы имеют темно-серый цвет, шероховатую поверхность и выдерживают нагрузку не менее 2 кг на гранулу, что достаточно для транспортирования этих гранул в мешках или мягких контейнерах (Биг-Бэгах). При погружении гранул в воду наблюдается их полное разрушение в течение 1–2 минут. Гранулы не разрушаются и не слеживаются при хранении в открытом состоянии в течение 1 года.

В настоящее время для стабилизации и улучшения агрохимических свойств аммиачной селитры широко используются известковые материалы. В связи с этим большой интерес представляет сравнительная оценка влияния аммиачной селитры с добавкой известковых материалов (АИ) и добавкой глауконита (АГ) на свойства почвы. Для приготовления известково-аммиачной селитры смешивались 80% аммиачной селитры и 20% карбоната кальция. Исследования выполнялись в лабораторных условиях. Анализ об-

разцов проводился на пятый день после добавки удобрений в почву. Полученные результаты представлены в таблице 2.

Таблица 2

**Результаты эксперимента**

Показатель	Значение			Метод определения
	Почва	Почва+0,1% АГ	Почва+0,1% АИ	
pH <sub>KCl</sub>	6.17±0.04	6.16±0.04	6,42±0.05	Потенциометрический, согласно ГОСТ 26483-85 «Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее pH по методу ЦИНАО»
Каталазная активность	1,38 мл O <sub>2</sub> /Г·мин <sup>-1</sup>	2,72 мл O <sub>2</sub> /Г·мин <sup>-1</sup> ;	1,42 мл O <sub>2</sub> /Г·мин <sup>-1</sup>	Газометрический
Содержание нитратов	(8,0547±0,8235) мг/дм <sup>3</sup>	(18,4130±1,3964) мг/дм <sup>3</sup>	(26,2525±1,3964) мг/дм <sup>3</sup>	Фотометрический, согласно ГОСТ 26488-85. «Почвы. Определение нитратов по методу ЦИНАО»

Внесение в почву АГ не оказывает заметного влияния на pH почвенного раствора. Внесение в почву АИ приводит к некоторому повышению pH. На 5-й день после добавления в почву 0,1% АГ каталазная активность увеличивается в 2 раза, что свидетельствует о значительной активизации почвенной микрофлоры. Каталазная активность почвы с добавкой АИ оказывается почти в 2 раза ниже (на уровне контрольного образца почвы).

Применение АИ приводит к резкому увеличению содержания в почве нитратных форм азота. В случае использования АГ такого не наблюдается. Возможно, это обусловлено с одной стороны сорбцией азотсодержащих компонентов глауконитом, а с другой иммобилизацией азота активно развивающейся почвенной микрофлорой. Установленный факт свидетельствует о том, что включение глауконита в состав удобрений способствует более равномерному и пролонгированному действию азотных удобрений.

Внесение в почву АГ способствует повышению всхожести семян овса и ускоряет их развитие (рис.).

Выполненные исследования позволяют сделать вывод о том, что глауконитовый концентрат Верхнекамского фосфоритного рудника, содержащий 50% глауконита, может быть использованы в качестве эффективной добавки для снижения взрыво-пожароопасности и повышения агрохимической эффективности аммиачной селитры.

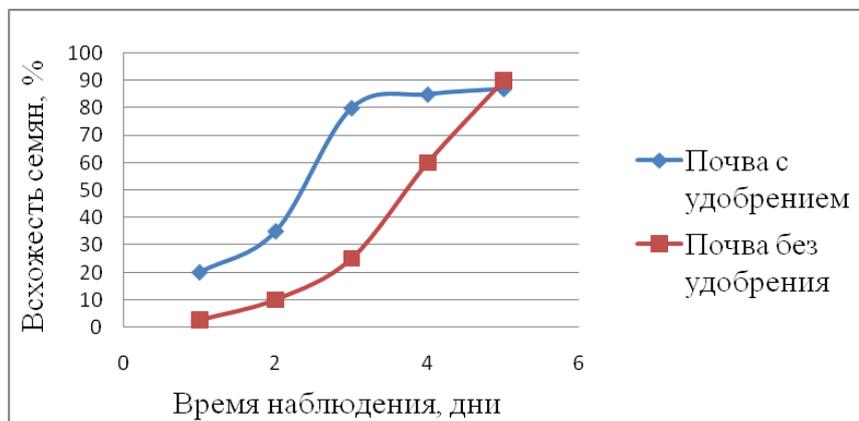


Рис. Влияние АГ на всхожесть семян овса

Включение глауконита в состав удобрений способствует более равномерному и пролонгированному действию азотных удобрений и повышению всхожести семян.

### Литература

1. Чикилев А. А. Агрэкономические основы современного земледелия Кировской области [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.kirovreg.ru/econom/apk/science/-agroosnov.php?print=Y> (Дата обращения 3.03.2017)
2. Молодкин В. Н., Бусыгин А. С. Плодородие пахотных почв Кировской области // Земледелие. 2016. № 8. С. 16–18.
3. Яковлева Е. А., Бакалов А. Н. Глауконит как потенциальное местное удобрение на Кубани // Научный журнал КубГАУ. Scientific Journal of KubSAU. 2012. № 82. С. 1–10.
4. Сырчина Н. В., Богатырёва Н. Н. Использование глауконитовых песков для стабилизации аммиачной селитры // Биодиагностика природных и природно-техногенных систем: Материалы IV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров, 2016. С. 387–390.
5. Пындак В. И., Новиков А. Е. Природные мелиоранты на основе кремнеземов и глиноземов // Изв. Нижневолж. агроуниверситет. комплекса. 2015. № 2. С. 76–37.

## ОРГАНОМИНЕРАЛЬНЫЕ УДОБРЕНИЯ С ГУМАТАМИ НА ОСНОВЕ ВЕРХНЕКАМСКИХ ФОСФОРИТОВ

*Е. Е. Татарина, Н. В. Сырчина*

*Вятский государственный университет,  
ElenaWisokoram@yandex.ru, nvms1956@mail.ru*

Фосфориты Вятско-Камского месторождения являются важнейшим полезным ископаемым Кировской области. Залежи фосфоритов сосредоточены на северо-востоке области в Верхнекамской районе. Общие запасы руды Вятско-Камского месторождения оцениваются в 2,1 млрд. т. Основной товарной продукцией, получаемой при переработке фосфоритов, является фосфоритная мука, используемая в сельском хозяйстве в качестве дешевого природного удобрения. Содержание фосфора ( $P_2O_5$ ) в фосфоритной муке марки А достигает 23,5%, причем почти 80% фосфора находится в усвояемой форме[1]. Исследования показывают, что по ряду агрохимических показателей, фосфоритная мука превосходит такие фосфорные удобрения, как простой и

двойной суперфосфат, аммофос и его производные [2]. Под влиянием этого удобрения происходит снижение кислотности почвы и повышение содержания суммы поглощенных оснований [2]. Фосфоритная мука применяется на всех видах почв, имеющих низкое содержание подвижного фосфора, особенно эффективно ее действие на кислых почвах, где она действует и как химический мелиорант. Использование фосфоритов не оказывает отрицательного влияния на экологическое состояние окружающей среды и на качество сельскохозяйственной продукции. Внесение фосфоритной муки в почву способствует реабилитации земель, загрязненных тяжелыми металлами и радионуклидами [3]. Несмотря на низкую стоимость и агрохимическую эффективность, использование этого удобрения в сельском хозяйстве остается на недостаточном уровне. Основная причина низкого спроса на фосфоритную муку обусловлена экономическими факторами: высокими расходами на фосфоритование, которые окупаются только в долгосрочной перспективе.

Повысить спрос на фосфоритную муку можно за счет разработки на ее основе комплексных удобрений, содержащих оптимальное соотношение действующих веществ.

Химический состав фосфоритной муки позволяет комбинировать ее с различными калийными и азотными удобрениями. Однако при подборе оптимального состава композиции необходимо использовать только такие компоненты, которые характеризуются высоким содержанием действующих веществ (ДВ). Это позволит снизить нагрузку комплексного удобрения балластными веществами. Кроме того, в состав удобрения необходимо включить компоненты – активаторы, способствующие переходу действующих веществ в доступную для растений форму.

Цель исследования состояла в разработке состава и технологии гранулирования комплексного органоминерального удобрения (ОМУ), подходящего для использования в условиях Кировской области.

Особенностью почв Кировской области является повышенная кислотность и низкое плодородие. Согласно результатам последнего цикла агрохимического обследования доля кислых почв в Кировской области составляет 74,6 %; 50 % пашни характеризуются низким содержанием гумуса; площадь пашни с низким содержанием калия достигает 24,5%, низким содержанием фосфора - 26,1% [4].

Подбор компонентов для включения в состав ОМУ осуществлялся согласно следующим принципам:

- высокое содержание действующих веществ, позволяющее в определенной степени компенсировать низкое содержание ДВ фосфоритной муки;
- доступность и низкая стоимость;
- максимальная безопасность для потребителей и экологическая безопасность;
- совместимость с другими компонентами;
- возможный синергический эффект (т.е. повышение агрохимической эффективности в композиции с другими компонентами).

Исходя из этих принципов, в состав ОМУ кроме фосфоритной муки были включены аммиачная селитра (источник азота), хлорид калия (источник калия) и торфогель (источник гуминовых веществ).

Все компоненты хорошо совместимы между собой и при внесении в почву способны проявлять синергический эффект. Например, физиологически кислые KCl и NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> способствуют переводу фосфоритов в более доступную для растений форму, а фосфоритная мука, содержащая 43% CaO, обеспечивает снижение кислотности почвенных растворов. Гуминовые вещества, содержащиеся в торфогеле, оказывают стимулирующее влияние на рост растений, усиливают ферментативный аппарат растительных клеток, улучшают структуру почвы, повышают миграционную способность питательных элементов [5, 6].

Общая характеристика, включаемых в состав ОМУ компонентов представлена в таблице 1.

Таблица 1

**Компоненты, включаемые в состав ОМУ**

Компоненты	Производитель	Основное действующее вещество	Содержание основного действующего вещества
Фосфоритная мука марки А ГОСТ 5716-74	ООО «Верхнекамские удобрения»	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	23%
Электролитный хлорид калия (отход производства магния)	ОАО «Соликамский магниевый завод»	KCl	75%
Аммиачная селитра марки Б ГОСТ 2-2013	ОАО «Завод минеральных удобрений КЧХК»	N	34%
Торфогель	ООО «Техносорб»	Фульвокислоты	50 г/дм <sup>3</sup>

Технология получения ОМУ включала следующие стадии: измельчение, просеивание и смешивание сухих компонентов; добавление в полученную смесь торфогеля; гранулирование; стабилизацию (высушивание) гранул.

Для измельчения компонентов использовалась лабораторная мельница, для смешивания – лабораторный роторный смеситель. Гранулирование производилось методом продавливания пастообразной композиции через металлическую сетку с размером ячеек 2x2 мм с последующим окатыванием гранул на металлическом поддоне в присутствии фосфоритной муки.

В таблицах 2 и 3 приведен состав сырья для производства ОМУ для весеннего и осеннего внесения в почву.

Кроме основных ДВ, в составе ОМУ будет содержаться 15% кальция.

С учетом кальция суммарное содержание ДВ в весеннем удобрении составит 52,5%.

Общая стоимость сырьевых компонентов для производства ОМУ составит 8–9 тыс. руб. за 1 т.

Таблица 2

**Состав ОМУ для весеннего внесения в почву**

№	Сырьевой компонент	Масса, кг	Содержание ДВ в ОМУ, %
1	Хлорид калия	128	9,5 (K <sub>2</sub> O)
2	Фосфоритная мука марки А	328	9,5 (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )
3	Аммиачная селитра марки Б	528	18,5 (N)
4	Торфогель	16	800 г гуминовых веществ на 1 т ОМУ
Итого		1000	

Таблица 3

**Состав ОМУ для весеннего внесения в почву**

№	Сырьевой компонент	Масса, кг	Содержание ДВ в ОМУ, %
1	Хлорид калия	245,4	18,4 (K <sub>2</sub> O)
2	Фосфоритная мука марки А	635	18,4 (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )
3	Аммиачная селитра марки Б	89	3,1 (N)
4	Торфогель	30,6	1530 г гуминовых веществ на 1 т ОМУ
Итого		1000	

Кроме основных ДВ, в составе ОМУ будет содержаться 27% кальция.

С учетом кальция суммарное содержание ДВ в осеннем удобрении составит 66,9%.

Общая стоимость сырьевых компонентов для производства ОМУ составит 4–4,5 тыс. руб. за 1 т.

Изучение влияния полученного удобрения на состав агрозема выполнялось в лабораторных условиях. Образцы агрозема (средний суглинок) отбирались с глубины от 5 до 15 см. В агрозем вносилось ОМУ для весеннего использования (100 мг на 1 кг почвы). Гранулы ОМУ измельчались и смешивались с агроземом с помощью роторного смесителя. Отбор проб для анализа проводился через 15 дней после начала эксперимента. В результате выполненных анализов установлено, что внесение ОМУ способствовало увеличению содержания азота в агроземе на 70%; фосфора – на 56%; калия – на 40%; рН<sub>сол</sub> изменился с 6,2 до 6,5.

Верхнекамская фосфоритная мука марки А может быть использована для производства комплексных гранулированных органоминеральных удобрений обогащенных гуматами. В качестве источника гуматов может быть использован препарат полученный методом кавитационной обработки торфа – торфогель. Включение в состав ОМУ гуминовых компонентов позволяет повысить эффективность удобрения.

Содержание основных действующих веществ (NPK) в ОМУ можно варьировать в широких пределах в зависимости от назначения удобрения.

Благодаря высокому содержанию кальция и фосфоритов применение ОМУ особенно эффективно на кислых почвах.

Организация цеха по производству ОМУ на основе Верхнекамских фосфоритов позволит улучшить снабжение региональных сельхозпроизводителей эффективными и доступными по цене удобрениями.

#### Литература

1. Фосфоритная мука [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.fosmuka.com/blank-1> (Дата обращения 3.03.2017).
2. Саматов Б. К. Агрохимическая оценка почв Ульяновской области и эффективности местных фосфоритов: Дис. ... канд. с.-х наук. Ульяновск, 2004. 192 с.
3. Дышко В. Н. Формирование оптимального фосфатного режима почв и продуктивность севооборотов при использовании фосфоритов различных месторождений: Дис. ... д-ра с.-х. наук. Смоленск, 2005. 283 с.
4. Молодкин В. Н. Плодородие пахотных почв Кировской области // Земледелие. 2016. № 8. С. 16–18.
5. Корсаков, К. В. Повышение окупаемости минеральных удобрений при использовании препаратов на основе гуминовых кислот / К. В. Корсаков, В. В. Пронько // Плодородие. 2013. № 2. С. 18–20.
6. Маркина Е. О., Григорьев В. В., Сырчина Н. В. Влияние различных добавок на подвижность тяжелых металлов в почвах // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. Киров, 2016. С. 87–90.

### ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ГЛАУКОНИТОВОГО КОНЦЕНТРАТА ВЯТСКО-КАМСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ В СЕЛЬСКОМ ХОЗЯЙСТВЕ

*И. А. Мелентьева<sup>1</sup>, Н. В. Сырчина<sup>1</sup>, Ю. Н. Терентьев<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, nvms1956@mail.ru*

<sup>2</sup> *ОРП КЧ «РусГазИнжиниринг», Teryun@yandex.ru*

На северо-востоке Кировской области в Верхне-Камском районе находится крупнейшее в России Вятско-Камское месторождение фосфоритов. Согласно оценкам, общие запасы фосфоритной руды сосредоточенные в этом месторождении достигают 2,1 млрд. т. Месторождение открыто в 1875 г. и с 1917 г. разрабатывается открытым способом. Промышленный пласт фосфоритов залегает почти горизонтально. Руда сложена из желваков фосфоритов размером до 10 см, (в верхней части – до 20–30 см), залегающих в кварцево-глауконитовом песке. Добытая фосфоритная руда для выделения концентрата обогащается методом промывания, а глауконитовые пески (эфели) складировуются в окрестностях рудника в хвостохранилище. Выход эфелей составляет 65–67% от массы переработанной руды. Среднее содержание глауконита в эфелях – 46%, среднее содержание фосфора (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) – 5%. К настоящему времени запасы эфелей, накопленных в хвостохранилищах, составляют 25 млн. т. Практического применения глауконит-содержащие эфели не находят. Вместе с тем многочисленными исследованиями установлено, что глауконит обладает рядом ценных свойств, позволяющих использовать этот материал в качестве

удобрения-мелиоранта, эффективного сорбента, кормовой добавки, ионообменного материала, материала для умягчения жесткой воды, источника микроэлементов или сырья для химической переработки [1, 2, 3].

Глауконит представляет собой сложный калийсодержащий алюмосиликат непостоянного состава, выражаемого усредненной формулой  $(K, Na, Ca) \cdot (Fe^{3+}, Mg, Fe^{2+}, Al)_2[(Al, Si)Si_3O_{10}](OH)_2 \cdot H_2O$  [4]. Кроме основных элементов, в состав глауконита могут входить фосфор и более 20 различных микроэлементов, включая молибден, хром, медь, марганец, цинк и др. [1]. Глауконит добывается преимущественно из глауконитсодержащих песков, в которых содержание этого минерала может превышать 60%.

Состав глауконитовых песков различных месторождений характеризуется большим разнообразием. Особенностью верхнекамских глауконитовых песков является относительно высокое содержание фосфора (в составе фосфоритов мелких фракций) и невысокое содержание калия. Кроме глауконита и фосфоритов в состав глауконитовых песков входят кварц, глинистые минералы, кальцит, сидерит, полевые шпаты и акцессорные минералы.

Изучению свойств, строения и практического применения глауконитов различных месторождений посвящено большое число научных исследований, вместе с тем глауконитовые пески и эфели Вятско-Камского месторождения изучены крайне недостаточно. Известно только, что в 1964 г. Средне-Волжским геологическим управлением проводилось исследование пригодности вскрышных кварцево-глауконитовых песков Вятско-Камского месторождения фосфоритов для производства зеленых красок [5]. Кроме того опубликовано несколько работ, посвященных использованию глауконитового концентрата (ГК) Верхнекамского месторождения в качестве стабилизатора аммиачной селитры [2].

Цель настоящего исследования состояла в изучении влияния глауконитового концентрата на свойства.

Для выполнения исследований использовался ГК, полученный при переработке фосфоритной руды на Верхнекамском фосфоритном руднике.

ГК представляет собой тяжелый порошок коричневатого-черного цвета с размером частиц менее 1 мм. Истинная плотность –  $2200 \dots 2900 \text{ кг/м}^3$ , насыпная –  $1,7 \dots 1,9 \text{ г/см}^3$ . В используемых для выполнения эксперимента образцах ГК содержание глауконита составляло –  $45 \pm 5\%$ .

По данным анализа, выполненного атомно-эмиссионным методом с индуктивно-связанной плазмой ГК содержал (%):  $Al_2O_3$  – 2,4; CaO – 40; MgO – 0,9;  $K_2O$  – 1,2;  $Fe_2O_3$  – 4; MnO – 0,21.

В таблице 1 представлены данные о содержании в ГК тяжелых металлов. Анализ проб выполнен масс-спектральным методом с индуктивно-связанной плазмой.

Таблица 1

**Содержание тяжелых металлов в глауконитовом концентрате**

Металл	Содержание, мг/кг
Zn	65±9
Pb	11±2
Cu	11±2
Cd	0,3±0,05
Mo	2,5±0,03
Cr	33±3
Co	35±3

Изучение влияния ГК на свойства агроземов выполнялось в лабораторных условиях. В пластиковые контейнеры были помещены предварительно просеянные образцы грунта (агрозем, средний суглинок, pH – 7,33; фосфор подвижный – 645 мг/кг; калий подвижный – 175,8 мг/кг; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – 14,7 мг/кг; органическое вещество – 4,2%; каталазная активность – 1,9 мл O<sub>2</sub> за 1 мин на 1 г воздушно-сухой почвы). Масса грунта в каждом контейнере составляла 1 кг (на воздушно сухую форму), толщина слоя грунта – 8 см. В качестве источников азота, фосфора и калия использовались кристаллические NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> и KН<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> квалификации ХЧ.

Состав образцов грунта: № 1 – контрольный образец; № 2 – добавка ГК 0,5% от массы грунта; № 3 – добавка ГК 0,5%; NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> и KН<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> по 0,03% от массы грунта; № 4 – добавка NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> и KН<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> по 0,03% от массы грунта; Добавки перемешивались с сухим грунтом с помощью роторного смесителя, затем смесь равномерно увлажнялась дистиллированной водой. Отбор проб для анализа производился каждые 10 дней. Анализы выполнялись в соответствии с действующими стандартами. В таблице 2 представлены данные, полученные в процессе выполнения наблюдений.

Таблица 2

**Изменение состава грунта в процессе эксперимента**

Показатель	Значение							
	Контроль		Грунт+глауконит		Грунт+глауконит+NPK		Грунт+NPK	
	Время, прошедшее с начала эксперимента, суток							
	1	40	1	40	1	40	1	40
рН, водн.	7,33	6,32	7,33	7,49	7,46	7,08	7,38	7,13
Фосфор подвижный	645 ±129	760 ±152	1264 ±252	810 ±162	1979 ±196	895 ±179	1100 ±220	810 ±163
Калий подвижный	175,8 ±26	178,0 ±26	180 ±27	186 ±26	260 ±39	240 ±36	250 ±37	230 ±34
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	12,1 ±2	14,8 ±2	9,0 ±1,2	18,9 ±2	48,9 ±4	55,2 ±6	39 ±4	54,9 ±6
Каталазная активность	1,9±0,2	1,4±0,1	1,6±0,2	2,2±0,4	1,6±0,2	1,9±0,2	1,4±0,1	1,7±0,2

Результаты эксперимента показывают, что внесение ГКв грунт оказало существенное влияние на все изучаемые показатели. Согласно полученным данным:

1) ГК препятствует закислению почвы. Если за время эксперимента в контрольном образце грунта рН снизился с 7,33 до 6,32, то в присутствии ГП признаки закисления не проявлялись. Данный эффект может быть обусловлен связыванием почвенных кислот фосфоритами и известковыми компонентами, входящими в состав глауконитового песка.

2) В присутствии ГК происходит увеличение содержания подвижных форм фосфора, калия, а также нитратного азота. Особенно заметно это в первую неделю после внесения добавки в грунт. Постепенно содержание подвижных форм основных элементов питания уменьшается, однако, в присутствии ГК подвижность фосфора и калия остается на более высоком уровне, чем без глауконита.

3) В присутствии глауконитов каталазная активность грунта возрастает, что свидетельствует о стимулирующем влиянии этого минерала на биологические процессы, протекающие в почвенных системах.

Глауконитовый концентрат Верхнекамского фосфоритного рудника является перспективным объектом для дальнейшего изучения. Особый интерес могут представлять исследования совместного использования глауконита в композиции с минеральными удобрениями и такими отходами, как навоз или куриный помет.

### Литература

1. Цыганкова Л. Е., Протасов А. С., Вигдорович В. И., Акулов А. И. Глауконит Бондарского месторождения Тамбовской области – перспективный полифункциональный сорбент // Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки. 2012. Т. 17. № 2. С. 735–741.

2. Сырчина Н. В., Богатырёва Н. Н. Использование глауконитовых песков для стабилизации аммиачной селитры // Биодиагностика природных и природно-техногенных систем: Материалы IV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 1. Киров, 2016. С. 387–390.

3. Андронов С. А., Быков В. И. Глауконит – минерал будущего // Значение промышленных минералов в мировой экономике: месторождения, технология, экономическая оценка: Материалы первой Междунар. конф. М.: ГЕОС, 2006. С. 79–83.

4. Таныгина Е. Д. Применение глауконита и его дисперсный состав // Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки. 2013. № 3. С. 1011–1014.

5. Шамрай И. А., Кацнельсон Ю. Я., Павлик А. А. Применение глауконитовых пород и их распространение в Ростовской области // Геологическое строение Ростовской и сопредельных областей. Ростов н/Д, 1972. С. 180–186.

# ВЛИЯНИЕ ДОБАВОК РАЗЛИЧНОЙ ПРИРОДЫ НА АКТИВАЦИЮ ФОСФОРИТНОЙ МУКИ ВЕРХНЕКАМСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ

*А. А. Пояркова, Е. В. Товстик*

*Вятский государственный университет, royarckova.nastya@yandex.ru*

За последние 30 лет выпуск минеральных удобрений в мире увеличился в несколько раз, что связывают, прежде всего, с ростом населения, повышением качества питания, а также доходов людей. Более половины мирового производства еды – это прямой результат использования различных удобрений с целью повышения урожайности сельскохозяйственных культур.

Одним из наиболее распространенных удобрений, применяемых в различных агроклиматических регионах, является фосфоритная мука. Ее производство осуществляется из самого доступного фосфатного сырья – фосфоритов, что делает ее дешевой, и, следовательно, наиболее доступной. Особенностью фосфоритной муки является то, что фосфоритная мука медленно растворима в воде, и, как следствие, медленно переходит в почве в доступную для растений форму, нужно учитывать эту особенность при применении.

Для снижения общего расхода фосфорной муки на единицу продукции и оптимизации минерального питания растений в настоящее время проводят активацию фосфорной муки путем введения различных добавок, а также механохимическим путем. В качестве мобилизаторов используют такие приемы как внесение удобрений повышающих кислотность почвы или проводят известкование почвы. Ввиду того, что мука из различных месторождений фосфоритов может значительно отличаться по составу, необходимо уточнение и проверка эффективности мобилизирующих добавок, некоторые из них уже изучены в научной литературе.

Целью нашей работы явилось исследование роли добавок, различной природы на активацию фосфоритной муки Верхнекамского месторождения и подбор наиболее эффективных их сочетаний.

В качестве мобилизаторов использовали четыре вида добавок.

1. Черенковая сера тонкого помола. Под влиянием измельченной серы, происходит изменение рН почвенного раствора, что значительно улучшает способность фосфоритов переходить в доступные для растений формы.

2. Торфогель, содержащий 30–35 г/л гуминовых веществ в форме гуматов. Гуматы способствуют росту и развитию растений, существенно повышают эффективность усвоения растениями всех минеральных элементов из почвы.

3. Калий хлористый.

4. Калий азотнокислый.

Хлорид и нитрат калия в виде добавок использованы с целью перевода фосфоритной муки в более доступную для усвоения растениями форму фосфатов.

Для проведения исследования был заложен модельный опыт в вегетационных сосудах объемом 1 л. В каждый сосуд вносили 0,5 кг воздушно – сухой дерново-подзолистой почвы, предварительно смешанной с фосфоритной мукой в количестве 3,0 г, что соответствовало нормам внесения фосфоритной муки в почву. Контролем служила почва, без добавок (табл.).

Таблица

**Схема опыта**

Вариант	S, г	Торфогель, г	KCl, г	KNO <sub>3</sub> , г
1	0,0	0,0	0,0	0,0
2	1,0	0,0	0,0	0,0
3	1,0	1,0	0,0	0,0
4	0,0	0,0	0,0	1,0
5	0,0	0,0	1,0	0,0
6	0,0	1,0	0,0	0,0

Почва увлажнялась дистиллированной водой до уровня, соответствующей полевой влагоемкости. Уровень влажности почвы поддерживался на протяжении всего опыта путем взвешивания сосудов.

Эффективность добавок оценивали спустя месяц после начала опыта по каталазной активности почвы. Для этого из каждого сосуда отбирали пробу почвы, высушивали на воздухе, а затем проводили измерение каталазной активности газометрическим методом.

Для исследования фитотоксичности субстрата, в каждый сосуд высаживали 30 семян ячменя сорта «Родник Прикамья». Выращивали растения на свету, полив осуществляли дистиллированной водой. По истечению 21 суток проростки ячменя извлекали из сосудов, отмывали от почвы, измеряли длину побега и корня.

Результаты исследования показали, что среди исследуемого спектра добавок к фосфоритной муке, сера оказалась наиболее эффективной. Нитрат, хлорид калия и торфогель – наименее эффективными. Сочетание серы и фосфоритной муки увеличивало на 20% каталазную активность почвы по сравнению с контролем. Сочетание добавок серы и торфогеля с фосфоритной мукой не оказывало угнетающего действия на каталазную активность, но уступало сочетанию серы с фосфоритной мукой на 10% по уровню каталазной активности. Остальные варианты исследуемых в опыте добавок к фосфоритной муке не активировали действие фосфоритной муки (каталазная активность снижалась на 20–34% по сравнению с контролем).

Исследование влияния на растения различных сочетаний добавок к фосфоритной мукой не выявило токсичного действия на растения (рис. 2). Наибольшее влияние на скорость роста побегов ячменя оказали добавки содержащие торфогель (сосуд номер 6), а так же серу и торфогель (сосуд номер 3). Это объясняется тем, что добавка торфогеля и без внесения фосфоритной муки повышает плодородие почвы за счет увеличения доступных гуминовых веществ почвы, а комбинация добавки наиболее эффективно мобилизующей

фосфоритную муку и торфогеля оказывает максимальное влияние на плодородие почвы.

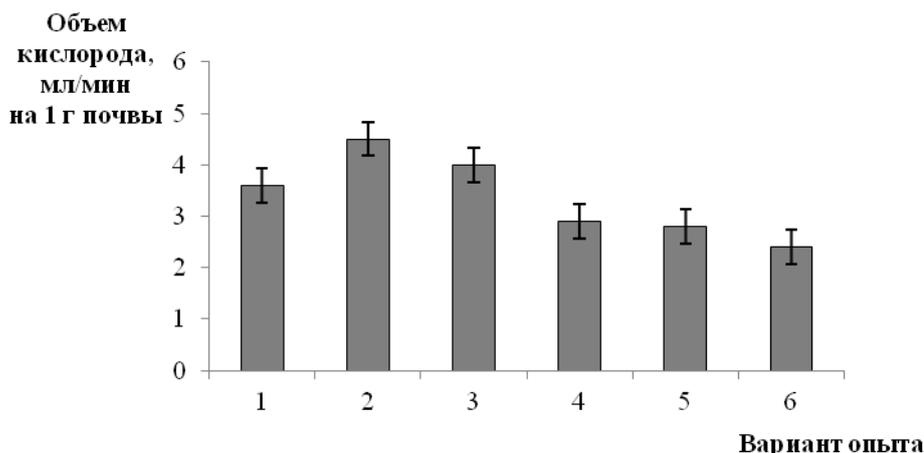


Рис. 1. Каталазная активность почвы, удобренной фосфоритной мукой без добавок – 1 (контроль), с добавкой серы – 2, серы и торфогеля – 3, нитрата калия – 4, хлорида калия – 5, торфогеля – 6

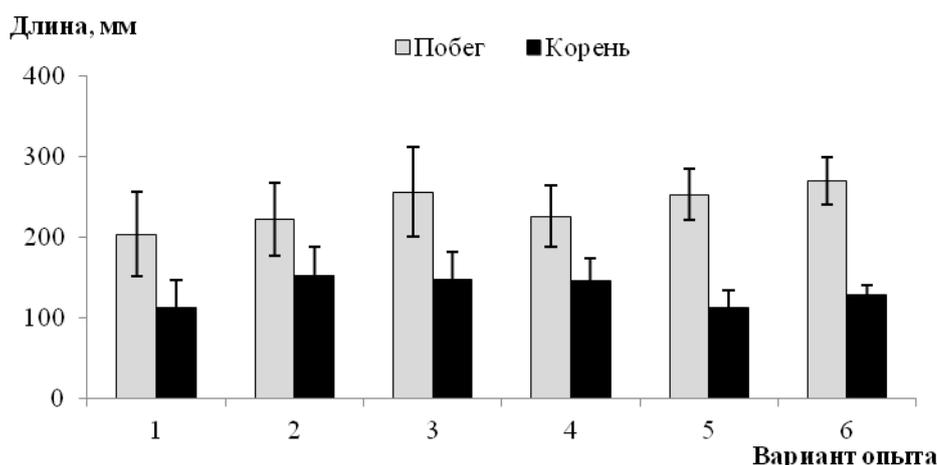


Рис. 2. Длина побега и корня ячменя, выращенного на почве, удобренной фосфоритной мукой без добавок – 1 (контроль), с добавкой серы – 2, серы и торфогеля – 3, нитрата калия – 4, хлорида калия – 5, торфогеля – 6

Таким образом, в ходе исследования установлено, что добавки в различной степени способны активировать действие фосфоритной муки в почве. Среди исследуемого спектра добавок к фосфоритной муке Верхнекамского месторождения, сера – наиболее эффективна.

#### Литература

1. Жаумитова Г. Б., Байдинов Т. Б., Нурлыбаев И. Н., Агишева А. А., Султамуратова З. Б. Проведение агрохимических испытаний удобрения из фосфоритной муки // Новый университет. Серия: Технические науки. 2016. № 10–11 (56–57). С. 28–31.
2. Коршунов В. В., Коршунов Д. В. Рынок минеральных удобрений: долгосрочные тенденции и текущая ситуация // Химическая промышленность сегодня. 2007. № 9. С. 4–10.

3. Татарина Е. Е. Комплексное органоминеральное удобрение с гуматами на основе фосфоритной муки Верхнекамского месторождения // Научно-методический электронный журнал Концепт. 2016. Т. 11. С. 2621–2625.

4. Можейко Ф. Ф., Гончарик И. И., Готто З. А., Поткина Т. Н., Шевчук В. В. Фосфоритная мука: способы ее получения и применение // Труды БГТУ. № 3. Химия и технология неорганических веществ. 2014. № 3 (167). С. 84–88.

5. Солиев З. М., Джуманкулов Х. Д., Макарова Л. Д., Каримов А., Бобоев М. Мобилизация почвенных фосфатов под влиянием различных факторов // Вестник Таджикского национального университета. Серия естественных наук. 2016. № 1–4 (216). С. 193–197.

6. Сычёв В. Г., Кирпичников Н. А., Шильников И. А. Эффективность фосфоритной муки при известковании дерново-подзолистых почв. М., 2015.

7. Крутько Н. П., Шевчук В. В., Можейко Ф. Ф., Поткина Т. Н., Гончарик И. И., Готто З. А. Получение комплексных минеральных удобрений на основе бедного фосфатного сырья – фосфоритов // Рудник будущего. 2011. № 4 (8). С. 37–39.

## **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЗОЛЫ ПОДСОЛНЕЧНИКА ДЛЯ ПРОИЗВОДСТВА БЕСХЛОРНЫХ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ**

***В. В. Григорьев, Н. В. Сырчина, С. Н. Слотина**  
Вятский государственный университет, [rastafury@mail.ru](mailto:rastafury@mail.ru)*

Зола лузги подсолнечника (ЗП) имеет уникальный химический состав, позволяющий позиционировать этот отход как ценное минеральное сырье для производства бесхлорных калийных удобрений. Содержание калия ( $K_2O$ ) в ЗП достигает 25%. Кроме калия в золе содержатся такие ценные в агрохимическом отношении элементы, как Са (11–14%), Mg (5,6–9,0%), Р (> 2%), S (0,6%) и др. [1]. Общая зольность лузги подсолнечника находится в пределах 3,5%. На перерабатывающих предприятиях, сжигающих лузгу в собственных котельных, масса образующейся золы достигает 1% (и выше) от массы перерабатываемых подсолнечных семян. Если учесть, что в РФ общий сбор семян подсолнечника в последние годы превышает 9 миллионов тонн и имеет устойчивую тенденцию к росту, разработка технологий рациональной утилизации ЗП представляет серьезный практический интерес.

Несмотря на ценный химический состав, зола как удобрение имеет ряд существенных недостатков, ограничивающих ее применение в сельскохозяйственном производстве. К таким недостаткам можно отнести: сложности внесения этого материала в почву (сильное пыление и неоднородный гранулометрический состав); непостоянный состав; высокую слеживаемость; несовместимость с аммиачными удобрениями; высокую щелочность; высокую долю балластных веществ; низкую насыпную плотность.

Более рациональным и перспективным направлением использования ЗП может стать переработка этого отхода в комплексное удобрение, отвечающее требованиям современной агрохимии.

Цель работы: изучить возможность получения новых марок бесхлорных гранулированных органоминеральных удобрений (ОМУ) на основе золы подсолнечника.

Для достижения выдвинутой цели необходимо было решить следующие задачи:

1. Нейтрализовать избыточную щелочность ЗП, чтобы обеспечить совместимость этого удобрения с азотсодержащими компонентами.

2. Подобрать оптимальный состав компонентов для получения комплексного ОМУ, характеризующегося низкой себестоимостью, экологической безопасностью и высоким содержанием действующих веществ.

3. Подобрать дешевые и безопасные связующие компоненты для получения прочных гранул.

Исходя из задач работы, в состав ОМУ кроме ЗП были включены карбамид, фосфорная кислота, фосфоритная мука и торфогель.

Карбамид имеет более высокое содержание действующего вещества, чем другие азотные удобрения – 46,2%. По эффективности это удобрение не уступает аммиачной селитре и может успешно применяться на любых типах почв, для всех видов сельскохозяйственных культур, выращиваемых в Российской Федерации [2].

В качестве источников фосфора в состав удобрения были включены ортофосфорная кислота и фосфоритная мука. Каждый из этих компонентов выполнял не только основную (источник фосфора), но и вспомогательную функцию: за счет включения в технологическую схему фосфорной кислоты удалось нейтрализовать избыточную щелочность золы, а за счет фосфоритной муки – обеспечить связующий эффект. Связующий эффект достигался благодаря примеси глинистых пород, содержащихся в фосфоритной муке. Для выполнения исследований использовалась Верхнекамская фосфоритная мука марки А содержащая не менее 22%  $P_2O_5$ .

Фосфоритная мука является самым дешевым натуральным фосфорным удобрением, содержащим комплекс ценных микроэлементов, в том числе дефицитные Zn, Mo, Cu. Согласно результатам исследований фосфоритная мука в длительности последствия превосходит водорастворимые формы фосфорных удобрений, такие как простой и двойной суперфосфат, аммофос и его производные. Использование сыромолотых фосфоритов благоприятно сказывается на кислотности почвы: кислотность снижается, а содержание суммы поглощенных оснований повышается [3]. Внесение фосфоритной муки в почву способствует реабилитации земель, загрязненных тяжелыми металлами и радионуклидами [4].

Для обогащения ОМУ гуминовыми веществами использовался торфогель (продукт кавитационной обработки торфа). Содержание гуминовых веществ в торфогеле составляет 50г/дм<sup>3</sup>. Торфогель проявляет свойства стимулятора роста растений. Исследования, выполненные на базе кафедры фундаментальной химии и методики обучения химии ВятГУ, показали, что внесение торфогеля в почву способствует повышению подвижности фосфора, ак-

тивизации почвенной микрофлоры, повышению рН почвенных растворов (снижению кислотности почвы), переходу микроэлементов в доступную для растений форму [5].

Компонеты, включаемые в состав удобрения, являются источниками не только основных элементов питания (NPK), но и обеспечивают ОМУ кальцием (Ca), магнием (Mg) и микроэлементами (Cu, Zn, Mo B и др.).

В процессе исследований было установлено, что соотношение действующих веществ в проектируемом удобрении можно изменять в широком диапазоне в зависимости от потребностей рынка. Суммарное содержание NPK в удобрении варьирует в пределах 28–35% (чем больше доля карбамида, тем выше содержание ДВ). Если в качестве действующих веществ рассматривать и необходимые для нормального развития растений кальций и магний, то суммарное содержание ДВ достигает 55%.

В таблице приведен состав сырьевых компонентов для получения 1 т ОМУ, отвечающего формуле N : P : K = 10,5 : 10,5 : 10,5.

Таблица

**Сырьевые компоненты для получения ОМУ**

№	Сырьевой компонент	Масса, кг
1	Зола лузги подсолнечника	417
2	Верхнекамская фосфоритная мука марки А	332
3	Карбамид	228
4	Торфогель	9,5
5	Фосфорная кислота (на безводное вещество)	13,5
	Итого	1000

Содержание кальция в ОМУ данного состава составляет 20%, магния – 3%, гуматов – 500 г/ т.

Технология приготовления ОМУ включала следующие стадии: измельчение, просеивание и нейтрализацию ЗП фосфорной кислотой до рН = 5,5–6,0; измельчение карбамида; смешивание компонентов в роторном смесителе; гранулирование смеси с помощью шнекового гранулятора; высушивание (стабилизацию) гранул при температуре 70 °С. Поднимать температуру выше этого уровня не следует, поскольку при повышенных температурах образуется токсичный для растений биурет.

Полученные гранулы выдерживали нагрузку до 2 кг на гранулу, что обеспечивает возможность транспортирования удобрения в мешках или мягких контейнерах (Биг-Бэгах).

Зола лузги подсолнечника может быть использована в качестве калийной составляющей для комплексных гранулированных бесхлорных органоминеральных удобрений, обогащенных гуматами.

Содержание основных действующих веществ (NPK) в ОМУ можно варьировать в широких пределах в зависимости от потребностей рынка.

Разработанный состав ОМУ отвечает принципам экологического земледелия и может быть использован для выращивания широкого спектра культур, чувствительных к содержанию хлора.

Благодаря высокому содержанию кальция и фосфоритов применение ОМУ особенно эффективно на почвах, имеющих повышенную кислотность.

Включение в состав ОМУ гуминовых компонентов позволяет повысить эффективность удобрения.

Организация цехов по производству ОМУ на основе золы подсолнечника экономически оправдана и целесообразна непосредственно на маслоперерабатывающих предприятиях.

#### **Литература**

1. Калашникова Л. И., Овчинникова А. А., Александрова А. В., Калашникова А. А. Исследование технологических свойств растительных отходов как альтернативного экологического топлива // Вектор науки ТГУ. № 4 (18). 2011. С. 32–34.

2. Смирнов П. М., Муравин Э. А. Агрехимия. М.: Колос, 1977. 239 с.

3. Саматов Б. К. Агрехимическая оценка почв Ульяновской области и эффективности местных фосфоритов: Дис. ... канд. с.-х наук. Ульяновск, 2004. 192 с.

4. Дышко В. Н. Формирование оптимального фосфатного режима почв и продуктивность севооборотов при использовании фосфоритов различных месторождений: Дис. ... д-ра с.-х наук. Смоленск, 2005. 283 с.

5. Маркина Е. О., Григорьев В. В., Сырчина Н. В. Влияние различных добавок на подвижность тяжелых металлов в почвах // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. Киров, 2016. С. 87–90.

### **СОЗДАНИЕ ОРГАНОМИНЕРАЛЬНОГО УДОБРЕНИЯ НА ОСНОВЕ ЗОЛЫ ПОДСОЛНЕЧНИКА И ТОРФОГЕЛЯ**

*С. Н. Слотина, А. С. Ярмоленко*

*Вятский государственный университет,  
svsl2016@yandex.ru, yarmolenko.aly@yandex.ru*

Почва является основным источником обеспечения сельскохозяйственных культур питательными веществами. Однако в современных условиях непрерывной интенсификации сельскохозяйственного производства для ежегодного выращивания высоких урожаев с продукцией хорошего качества довольно часто оказывается недостаточным то количество питательных веществ, которое поступает в растения из почвы в результате деятельности микроорганизмов и корневой системы растений.

Зола подсолнечника – это несгораемый остаток, образующийся из лузги подсолнечника при полном ее сгорании. Этот продукт содержит большой набор питательных веществ (фосфор, калий, кальций и микроэлементы), поэтому считается хорошим комплексным калийно-фосфорным и щелочным удобрением. В первую очередь – это прекрасное натуральное минеральное щелочное удобрение, успешно конкурирующее с минеральными удобрениями, не содержит какие-либо хлорные соединения, вредные для таких культур как картофель, томаты, огурцы, капуста, смородина, земляника, виноград, цитрусовые, лен, бобовые и некоторых других.

Лучшим использованием золы подсолнечника может быть переработка этого отхода в комплексное удобрение, которое отвечает требованиям современной агрохимии.

Цель работы: разработка химического состава и технологии производства комплексного органоминерального удобрения (ОМУ) на основе золы подсолнечника с добавлением торфогеля.

При подборе компонентов для ОМУ основное внимание уделено тому, что компоненты удобрения должны не только обеспечивать необходимый баланс элементов питания, но и оказывать положительное влияние на агрохимические свойства друг друга. В состав ОМУ включены зола подсолнечника, суперфосфат, карбамид (мочевина) и торфогель. Данные о химическом составе и назначении компонентов ОМУ приведены в таблице.

Зола на сегодняшний день остается популярным средством обогащения почвы и подкормки растений, является ценным удобрением для разных типов почв, поскольку в ней содержатся все полезные вещества (за исключением азота), необходимые растениям, она делает их сильнее и устойчивее к разного рода заболеваниям. Использование ее в качестве удобрения не нанесет никакого вреда ни растениям, ни человеку. Кроме того, чтобы извлечь золу, не нужны значительные финансовые затраты.

Таблица

**Компоненты ОМУ**

Компонент ОМУ	Содержание действующего вещества	Назначение
Зола	18% (при перерасчете на $K_2O$ )	Источник калия
Суперфосфат	15% (при перерасчете на $P_2O_5$ )	Источник фосфора
Карбамид	46% (при перерасчете на $NH_3$ )	Источник азота
Торфогель	30–35 г/л гуминовых веществ в форме гуматов	Источник гуминовых веществ

Зола – это фосфатно-калийное натуральное удобрение. Фосфат и калий содержатся в золе в легкорастворимой в воде форме, что улучшает их усвоение растениями. В целом в золе содержится до 30 микро- и макроэлементов: кальций, железо, бор, кремний, сера, фосфор, марганец, магний, молибден и др. [1]. Во время горения из золы полностью выветриваются сера и азот. Набор полезных веществ и химический состав золы зависят в первую очередь от того, из какого она сорта древесины или растений. Например, зола древесная как удобрение содержит больший процент кальция, а зола из травянистых растений и соломы – калия [2]. Она обладает способностью разрыхлять почву и изменять ее структуру. Кроме того, благодаря высокой щелочности зола нейтрализует избыточную почвенную кислотность.

В качестве источника азота используют карбамид – одно из основных азотсодержащих удобрений для внекорневой подкормки растений. Использование этого вещества выбирается по следующим причинам:

1. Карбамид имеет самое высокое содержание действующего вещества – 46,2%.

2. Карбамид оказывает ингибирующее влияние на коррозионные процессы, что важно для защиты сельскохозяйственной техники (устройства для внесения удобрения в почвы) от разрушения.

3. В отличие от других азотных удобрений мочевины на вызывает ожогов на листьях даже при концентрации раствора равным 1% [3].

В качестве источника фосфора использовался суперфосфат. Суперфосфат – это минеральное удобрение, для получения которого применяется метод разложения природных фосфатов. Главным составляющим данного продукта остается фосфор. Этот макроэлемент незаменим для нормального роста и формирования различных агротехнических культур. Благодаря ему удается простимулировать рост растения, повысить плодоношение, повлиять на вкусовые качества, затормозить процессы старения. Фосфорное удобрение защищает от многих болезней и некоторых паразитов [4]. Содержание действующего вещества составляет 15%.

Для повышения агрохимической эффективности комплексного удобрения используется торфогель, содержащий 30–35 г/л гуминовых веществ в форме гуматов. Торфогель представляет собой смесь торфа, обработанного методом кавитации, и воды [5]. Гуматы способствуют росту и развитию растений, существенно повышают эффективность усвоения всех минеральных элементов, способствуют формированию иммунитета растений, позволяют снизить дозу внесения минеральных удобрений в почву.

Для получения гранул ОМУ в данной работе зола смешивалась с суперфосфатом, карбамидом и торфогелем в фарфоровой чашке и растиралась пестиком. Смешивание компонентов выполнялось вручную. Смесь для гранулирования представляла собой однородную темно-серую пасту. Гранулирование осуществлялось методом продавливания смеси через фильеры. Сушка гранул производилась в термостатируемых условиях в термостате SNOL/58/350. Гранулы высушивались при температуре 110–115 °С до остаточной влажности 1% [6]. 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. Полученные в ходе эксперимента гранулы выдерживают нагрузку не менее 1 кг на гранулу. Гранулы не проявляют признаков слеживания или разрушения при хранении в открытом виде в течение 1 года.

Содержание питательных элементов в готовом ОМУ составляло (%): N – 11,78; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 3,42; K<sub>2</sub>O – 6,5; гуматы – 2,5 кг/т. Кроме основных действующих веществ удобрение включало не менее (%): CaO – 11; MgO – 8; S – 1,5.

В результате выполненных исследований установлено, что зола подсолнечника вместе с суперфосфатом и торфогелем может быть включена в схему безотходного производства гранулированного органоминерального удобрения. Разработанная методика дает возможность производить сбалансированный по химическому составу продукт.

### Литература

1. Патент РФ № 2498968, 20.11.2013 Девятова Т. А. (RU), Толкалина К. Ю. (RU), Калаев В. Н. (RU), Воронин А. А. (RU) Способ использования отходов маслоэкстракционного производства как удобрения для выращивания томатов на черноземе // Патент России № 2 498 968 С1. 2013. Бюл. № 32.
2. Ягодин Б. А., Жуков Ю. П., Кобзаренко В. И. Агрехимия. М.: Изд-во Колос, 2003. 585 с.
3. Алцыбеева А. И., Левин С. З.. Ингибиторы коррозии металлов. Л.: Химия, 1968. 264 с.
4. Ерёмин Н. И. Неметаллические полезные ископаемые. М.: МГУ, Академкнига, 2007. 459 с.
5. Инструкция по применению торфогеля «Торфуша» [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.xn--c1aesjalms0f.xn--p1ai/instr.htm> (Дата обращения 05.03.2017).
6. Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н., Мельникова А. Н. Использование золы подсолнечника для производства комплексного органоминерального удобрения и монофосфата калия // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. 2016. С. 32–34.

## ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОТЕКТОРНЫХ СВОЙСТВ ТОРФОГЕЛЯ

*Е. О. Маркина, Н. В. Сырчина, А. С. Олькова*

*Вятский государственный университет, morga-abend@mail.ru*

Одним из наиболее перспективных факторов повышения эффективности современного сельскохозяйственного производства является активное использование гуминовых препаратов [1]. Внесение гуминовых веществ (ГВ) в почву оказывает существенное влияние на направление геохимических, биохимических и биологических процессов, причем результат этого влияния определяется химической природой соответствующих ГВ. Как правило, гуминовые препараты содержат комплекс разнообразных ГВ, наиболее важными из которых являются гуминовые (ГК) и фульвокислоты (ФК).

Биосферная роль природных ГВ и ФВ к настоящему времени изучена достаточно подробно [2, 3]. Однако в сельском хозяйстве используются не столько природные, сколько промышленные ГВ, то есть препараты, полученные разнообразными методами химического и физического воздействия на природные материалы (бурый уголь, торф, лигнин, сапрпель). Под влиянием жесткого физико-химического воздействия происходит не просто выделение ГВ из сырьевых источников, но и образование новых структур, отличных от природных аналогов.

Обработка исходного сырья химическими реагентами (щелочами, пероксидом водорода, минеральными кислотами и др.) в сочетании с различными видами физического воздействия позволяет получить широкий спектр продуктов, обладающих высокой биологической активностью, хорошей растворимостью и устойчивостью во внешней среде. Чаще всего, внимание исследователей направлено на оценку агрохимической эффективности промышленных ГВ. Однако, такие вещества не могут быть индифферентными по

отношению к природе. Изучение экологической безопасности промышленных ГВ представляет научный и практический интерес.

Цель настоящей работы состояла в изучении физиологического и возможного протекторного действия торфогеля (источник промышленных ГВ) по отношению к низшим ракообразным *Daphnia magna* Straus в условиях токсического действия ионов меди.

Используемый торфогель (ТГ) представлял собой продукт кавитационного диспергирования торфа. Кавитационное воздействие на торфяную пульпу приводит к глубоким физико-химическим преобразованиям исходного материала, в результате которых в продукте накапливаются вещества типа фульвокислот.

Для определения биологического действия торфогеля, в том числе для установления его возможных биопротекторных (защитных) свойств, проводили модельный эксперимент с помощью низших ракообразных *D. magna*. В природную воду вводили добавку медного купороса ( $\text{CuSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ) в количестве 1 ПДК для питьевых вод в расчете на ионы меди. В аналогичный раствор добавляли 10 % ТГ. В качестве контрольной среды использовали артезианскую воду питьевого качества, в которой длительное время (более 5 лет) содержится культура рачков. Второй контрольной средой по отношению к загрязненным водам считали артезианскую воду с добавлением 10 % ТГ. Отметим, что добавка ТГ существенно не меняла pH среды тестируемых вод. Далее проводили биотестирование по алгоритму аттестованной методики (ФР.1.39.2007.03222, 2007), рассаживая по 10 рачков *D. magna* в тестируемые среды. Количество повторностей – 3. Опыты проводились 3 раза. Приводим средние значения по трем опытам. Определяемые показатели и их значения отражены в таблицах 1 и 2.

Добавка торфогеля в чистую контрольную воду оказывала неоднозначный эффект. Во всех трех экспериментах наблюдалась гибель рачков в экспериментах на установление острой (96 час) и хронической (24 дня) токсичности, не превышающая критические значения (табл. 1). Не смотря на это, оставшиеся особи морфологически не отличались от контрольных и приносили потомство. По показателям плодовитости торфогель стимулировал размножение *D. magna* относительно привычной им среды. Однако, анализ динамики плодовитости показал значительное отклонение от нормы. Рачки плодились не равномерно, как в нормальных условиях, а «залпово», формируя всего два больших пика плодовитости. Наибольший вклад в итоговый показатель плодовитости вносил первый приплод, который был не характерным для данного вида тест-организмов. Общее количество молоди в одной емкости составляло 54–73 мальков (на 9–10 взрослых самок), тогда как обычно в первом приплоде появляется 5–10 рачков. Далее в среде с добавкой торфогеля рачки длительное время оставались яловыми, без яиц в выводковых камерах.

Таблица 1

**Влияние добавки торфогеля на показатели смертности и плодовитости  
*D. magna***

Вариант/ показатели	Контрольные среды		Загрязненные среды	
	Контроль	Контроль + ТГ	1 ПДК <sub>п</sub> (Cu <sup>+</sup> )	1 ПДК <sub>п</sub> (Cu <sup>+</sup> ) + ТГ
Смертность на 4 день, %	0	4,4	100	97,8
Плодовитость, особей на 1 самку	5,2	7,9	—	—
Смертность на 4 день, % 24 день	0	12,2	—	97,8

Примечание: стандартное отклонение от средних значений не превышало 20%, прочерк означает, что показатель невозможно было определить.

Сравнивать плодовитость дафний при химическом воздействии и влиянии торфогеля не приходится, поскольку опыты проходили на летальных дозах. Но отметим, что в одном из трех экспериментов по действию 1 ПДК меди одна дафния продолжала жить в варианте с добавкой ТГ. Молоди она не оставила.

Результаты, полученные в экспериментах с разным уровнем загрязнения, указывают на наличие защитного действия торфогеля в условиях химического стресса (табл. 2).

Таблица 2

**Влияние добавки торфогеля на динамику гибели *D. magna***

Вариант/ показатели	1 ПДК <sub>п</sub> (Cu <sup>+</sup> )		5 ПДК <sub>п</sub> (Cu <sup>+</sup> ) + ТГ	
	Без добавки ТГ	С добавкой ТГ	Без добавки ТГ	С добавкой ТГ
Время гибели 50% особей	20 час	44 час	3,5 час	5 час
Время гибели 100% особей	3,5 сут.	4 сут.	7,5 час	12 час

Тестируемые растворы обладали острым летальным действием для *D. magna*, то есть спустя 96 часов экспозиции живых особей не оставалось. Но наблюдения за временной динамикой их гибели позволили установить протекторное действие торфогеля: время жизни рачков существенно увеличивалось.

Анализ этих результатов приводит к выводу, что действие торфогеля на дафний неоднозначно. С одной стороны наблюдается гибель части особей, с другой происходит стимуляция плодовитости у оставшихся в живых рачков. Такая двойственность биологического действия ГВ, входящих в состав ТГ, подробно описана в обзоре А. И. Попова с соавторами. В частности отмечается, что ГВ способны увеличивать биодоступность тяжелых металлов, нарушать осмотическую регуляцию водных беспозвоночных, что характеризует эти вещества как имеющие угнетающие эффекты. В то же время стимулирующие эффекты ГВ более многообразны: при добавлении в корм животных возрастает их биомасса, увеличивается выживаемость потомства и т.д. [5]. В

нашей работе положительный эффект ГВ, входящих в состав торфогеля, выразился в проявлении протекторных свойств.

#### Литература

1. Богуславский В. Н., Лёвинский Б. В. Системный анализ применения гуматов в России // *Агрохимический вестник*. 2005. № 5. С. 30–31.
2. Варшал Г. М., Велюханова Т. К., Кошечева И. Я. Геохимическая роль гумусовых кислот в миграции элементов // *Гуминовые вещества в биосфере*. М.: Наука, 1993. С. 97–116.
3. Гуминовые вещества в биосфере / Под ред. Д. С. Орлова. М.: Наука, 1993. 238 с.
4. ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: Акварос, 2007. 48 с.
5. Попов В. И., Зеленков В. Н., Теплякова Т. В. Биологическая активность и биохимия гуминовых веществ. Ч. 2. Медико-биологический аспект (обзор литературы) // *Вестник Российской академии естественных наук*. № 5. 2016. С. 9–15.

### ПРОИЗВОДСТВО ОРГАНОМИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА ОСНОВЕ КУРИНОГО ПОМЕТА

*И. С. Полушина, А. С. Фадеева, Н. В. Сырчина*  
*Вятский государственный университет, irishka.polushina@mail.ru*

Птицеводство является одной из наиболее динамично развивающихся отраслей сельского хозяйства России. К основным отходам, образующимся на птицефабриках, относится помет птиц. Ежедневно на птицефабриках Кировской области образуется до 400 т таких отходов, в масштабах страны эта цифра достигает 100 тыс. т в сутки. Птичий помет при правильном использовании может стать ценным органическим удобрением, однако до сих пор проблема переработки этого отхода в соответствующее удобрение не нашла экономически обоснованного и простого решения. Миллионы тонн куриного помета накапливаются в помехранилищах, вызывая масштабное загрязнение окружающей среды.

Куриный помет, характеризующийся высоким содержанием органического вещества, способствует сохранению и повышению почвенного плодородия [1]. В то же время складирование этого отхода возле птицефабрик приводит к загрязнению территории, грунтовых вод и атмосферного воздуха. Места складирования помета могут способствовать ускоренному росту и развитию яиц и личинок гельминтов и мух, а также патогенных микроорганизмов [2].

Вывоз свежего куриного помета непосредственно на поля ограничен рядом факторов, к которым можно отнести высокие затраты на транспортировку, санитарно-гигиенические ограничения, сложности, возникающие при внесении этого удобрения в почву. В связи с этим применение свежего помета (особенно жидкого) в качестве удобрения без соответствующей переработки нельзя считать обоснованным [3].

Парадоксальная ситуация, обусловленная с одной стороны потребностью земледелия в органических удобрениях, а с другой отсутствием доступных и дешевых технологий переработки свежего куриного помета, требует незамедлительного решения.

Цель исследования: разработать технологию дезодорации, гранулирования, обеззараживания и стандартизации свежего куриного помета, позволяющую использовать этот отход в качестве комплексного органоминерального удобрения, сбалансированного по основным действующим веществам (NPK).

Задачи: 1. Подобрать состав экологически безопасных и дешевых материалов, позволяющих устранить неприятный запах куриного помета.

2. Подобрать компоненты, включение которых в состав удобрения позволит стандартизировать его состав по содержанию основных действующих веществ (N, P, K).

3. Подобрать оптимальные условия смешивания, гранулирования и сушки органоминеральной композиции.

4. Изучить влияние полученного удобрения на прорастание семян и развитие всходов.

Для выполнения исследований использовался свежий бесподстилочный куриный помет, полученный на одной из птицефабрик Кировской области. Бесподстилочный куриный помет представляет собой липкую мажущуюся массу с резким неприятным запахом. В таблице приведены данные о составе куриного помета, используемого для выполнения исследований.

Таблица

**Состав свежего куриного помета влажностью 67%**

Состав	Содержание, %
Азот общий (N)	1,8–2,0
Фосфор (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	1,4–1,6
Калий (K <sub>2</sub> O)	0,6–0,7
Кальций (CaO)	2,2–2,4
Магний (MgO)	0,7–0,8

В качестве материалов для устранения запаха испытывались органические и неорганические сорбенты (торф, древесные опилки, лигнин, древесная и торфяная зола, кремнистая опока, глауконитовый концентрат), окислители (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, NaNO<sub>3</sub>), консерванты (KCl), а также гашеная и негашеная известь и фосфоритная мука. Соответствующие материалы смешивались с куриным пометом в отношении 1: 1. Дезодорирующий эффект определялся органолептическим методом по наличию или отсутствию запаха через 10 минут после смешивания и после высушивания смеси при температуре 105 °С. При обнаружении дезодорирующего эффекта содержание дезодоранта в смеси уменьшалось до минимального значения, при котором запах не ощущался [4].

Для получения гранулированного ОМУ (органоминерального удобрения) выполнялись следующие операции: в куриный помет вносились необхо-

димые добавки; состав перемешивался в роторном смесителе до однородного состояния; полученная смесь подвергалась гранулированию с помощью шнекового гранулятора; гранулы высушивались при температуре 105 °С до остаточной влажности 1–2%.

Изучение влияния готового ОМУ на прорастание семян и развитие всходов выполнялось в лабораторных условиях. Для этого в одинаковые пластиковые контейнеры помещался просеянный через сито 3х3 мм грунт (агрозем). В контрольный вариант удобрения не вносились, а в экспериментальный вносились измельченные гранулы ОМУ (0,5 г на 1 кг грунта) и тщательно перемешивались с землей. Грунт увлажнялся и в него на одинаковую глубину высевались семена (по 50 штук на 1 контейнер). Контейнеры выдерживались в одинаковых условиях при температуре 24±1 °С. Поверхность грунта в контейнерах по мере подсыхания увлажнялась.

В ходе экспериментов было установлено, что ни один из испытанных материалов не приводит к полному устранению запаха куриного помета. Надежный эффект дезодорации удалось получить при добавке в помет композиции, включающей глауконитовый концентрат, хлорид калия и оксид кальция. Общее содержание добавляемых в куриный помет дезодорирующих материалов составило 28% от массы помета. Вносимые в помет материалы не только обеспечивали эффект дезодорации, но и оказывали положительное влияние на состав удобрения. Так, за счет включения в состав удобрения хлорида калия устранялся дефицит К по отношению к Р и N, характерный для натурального куриного помета. Включение в состав ОМУ глауконитового концентрата оказывало положительное влияние на агрохимические свойства удобрения. Глауконит, как мелиорант, способен аккумулировать влагу из атмосферы, снижать жесткость почвенных растворов, сорбировать тяжелые металлы, выполнять роль активатора минеральных удобрений [5].

Гранулирование куриного помета с дезодорирующими добавками позволило получить прочные и стабильные при хранении гранулы белого цвета без характерного для помета неприятного запаха. Насыпная плотность гранул составила 0,5кг/дм<sup>3</sup>. Гранулы ОМУ выдерживали нагрузку до 1,5 кг на гранулу.

В ходе лабораторных экспериментов по проращиванию семян установлено, что добавка ОМУ в грунт способствует активизации прорастания семян и ускорению развития всходов как пшеницы, так и овса. На рисунке показан общий вид всходов овса и пшеницы, выращенных с добавкой и без добавки полученного удобрения.



Рис. Влияние ОМУ на развитие всходов пшеницы и овса

В результате выполненных исследований было установлено, что свежий куриный помет можно использовать для производства органоминеральных гранулированных удобрений. Подобранный состав добавок позволил полностью устранить неприятный запах, сбалансировать соотношение основных элементов питания и улучшить агрохимические характеристики удобрения.

За счет переработки куриного помета в ОМУ птицеводческие предприятия могут получить дополнительную прибыль, улучшить экологическое состояние окружающих территорий и существенно сократить размеры экологических платежей. Низкая стоимость готового ОМУ делает это удобрение вполне доступным для использования региональными сельхозпроизводителями.

Разработанная технология может быть внедрена на птицефабриках Кировской области. Организация переработки куриного помета в ОМУ позволит создать новые рабочие места, что весьма актуально в современных социально-экономических условиях.

#### Литература

1. Беззубцев А. В., Шмидт А. Г. Использование птичьего помета в земледелии Омской области // Достижение науки и техники АПК. 2013. № 10. С. 17–19.
2. Красницкий В. М., Орлова Л. Н., Пунда Н. А. Рекомендации по использованию птичьего помета в Омской области. Омск, 1989. 38 с.
3. Новожилов И. А. Влияние больших норм куриного помета на свойства и состав дерново-подзолистых грунтово-оглеенных почв: Дис. ... канд. с.-х. наук. Нижний Новгород, 2004. 140 с.
4. Сырчина Н. В., Шубин А. С., Береснева Т. П. Дезодорация свиного навоза, предназначенного для производства удобрений // Биодиагностика природных и природно-

техногенных систем: Материалы IV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 1. Киров, 2016. С. 394–397.

5. Пындак, В. И. Природнымелиоранты на основе кремнеземов и глиноземов / В. И. Пындак, А. Е. Новиков // Изв. Нижневолж. агроуниверситет. комплекса. 2015. № 2. С. 76–37.

## **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СВИНОГО НАВОЗА ДЛЯ ПРОИЗВОДСТВА ОРГАНОМИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ**

*А. С. Шубин, Т. П. Береснева, Н. В. Сырчина*

*Вятский государственный университет,*

*hb31@yandex.ru, tanya-beresneva97@mail.ru, nvms1956@mail.ru*

Внесение в почву органических удобрений является важнейшим фактором поддержания почвенного плодородия. Недостаток в пахотных землях органического вещества приводит к их деградации, снижению плодородия и, как следствие, к снижению урожайности. Глобальная деградация пахотных земель, наблюдающаяся в последние десятилетия, становится одной из острых проблем современности. Остановить деградацию и восстановить почвенное плодородие без использования органических удобрений невозможно. Эффективным органическим удобрением является навоз, основной отход животноводства. Однако использование этого отхода в качестве удобрения сопряжено с целым рядом серьезных проблем. К их числу можно отнести высокую влажность; риск загрязнения окружающей среды патогенными микроорганизмами и яйцами гельминтов; сложности, возникающие при транспортировке, хранении и внесении удобрения в почву. Можно сказать, что навоз является ценным, но низкотехнологичным удобрением.

Создание крупных животноводческих комплексов приводит к тому, что большое количество животных концентрируется на ограниченных площадях, а образующийся навоз накапливается или утилизируется в непосредственной близости от ферм. Недостаточное внимание к организации рациональной утилизации отходов животноводства приводит к возникновению резкого дисбаланса в распределении органических ресурсов на различных территориях: территории вблизи животноводческих ферм оказываются в зоне избыточного поступления органики, а удаленные территории – в зоне резкого дефицита органических удобрений. Кроме органических веществ с навозом в окружающую среду попадают тяжелые металлы (например Cu, Zn и др.), используемые в составе премиксов для подкормки животных. Загрязнение огромных площадей, примыкающих к животноводческим комплексам, биогенными отходами приводит к серьезным экологическим последствиям [1]. Успешное разрешение складывающейся ситуации невозможно без разработки простых и экономически обоснованных технологий переработки навоза в эффективные и безопасные органоминеральные удобрения (ОМУ), пригодные для хранения и транспортирования на большие расстояния.

Цель работы состояла в разработке технологии переработки свежего свиного навоза в эффективное концентрированное органоминеральное удобрение, стабильное при хранении и транспортировке и не представляющее опасности для окружающей среды.

Для достижения поставленной цели необходимо было решить следующие задачи: найти способ дезодорации навоза; определить оптимальный состав удобрения; разработать технологию обеззараживания и гранулирования сырья.

Для выполнения экспериментов использовался свежий бесподстилочный свиной навоз влажностью 88,1%, полученный на одном из свиноводческих комплексов Кировской области. Следует отметить, что свиной навоз, по сравнению с навозом других сельскохозяйственных животных, обладает рядом неблагоприятных свойств, затрудняющих его использование в качестве удобрения (наличие патогенной микрофлоры и яиц гельминтов, подкисляющее действие на почву, выраженный неприятный запах, повышенное содержание тяжелых металлов, используемых в составе премиксов при откорме животных и др.). Вместе с тем при правильном подходе этот отход может быть использован в качестве ценного удобрения [2].

В таблице приведены данные о химическом составе навоза, используемого для выполнения экспериментальных исследований.

Таблица

**Состав свиного навоза**

Объект	Содержание биогенных элементов, % на сухое вещество свежего навоза			Органическое вещество	Зольные вещества, %
	Азот общий (N)	Фосфор (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	Калий (K <sub>2</sub> O)		
Навоз свиной	3,1±0,3	1,4±0,1	2,5±0,1	71±8	31,23

В качестве компонентов для дезодорации и оптимизации состава удобрения применялись вещества и материалы, характеризующиеся низкой стоимостью, доступностью и экологической безопасностью: известь, астраханская кремнистая опока, глауконитовый концентрат и фосфоритная мука Верхнекамского фосфоритного рудника, хлорид калия [3, 4].

Смешивание компонентов выполнялось в роторном смесителе. Для гранулирования смеси использовался шнековый лабораторный гранулятор. Высушивание гранул производилось в термостатируемых условиях при температуре 105 °С, что обеспечивало не только обезвоживание материала, но и устранение патогенной микрофлоры.

В результате выполненных экспериментов установлено, что наилучший дезодорирующий эффект удается получить при включении в состав свиного навоза композиции, основными компонентами которой являются негашеная известь и глауконитовый концентрат.

За счет использования извести удается устранить эффект подкисляющего действия навоза на почвы. Включение в состав композиции глауконитового концентрата позволяет не только обеспечить эффект дезодорации, но и по-

высить содержание в удобрении фосфора. Общее содержание дезодорирующей композиции, добавляемой в ОМУ, составило 25% от массы свежего навоза. Общая стоимость дезодорирующих компонентов не превышала 1800 руб/т.

Как известно, так и глауконитовый концентрат широко используются в сельском хозяйстве для повышения почвенного плодородия, поэтому включение этих компонентов в состав удобрения позволяет существенно улучшить агроэкологические характеристики ОМУ.

Для получения сбалансированного содержания азота, фосфора и калия в состав ОМУ можно включать фосфоритную муку и хлорид калия. Добавка к свиному навозу азотсодержащих компонентов в форме нитратов приводит к снижению дезодорирующего эффекта и усилению запаха.

При гранулировании композиции, состоящей из свежего свиного навоза и минеральных компонентов, удается получить прочные стабильные гранулы светло-серого цвета. Фекальный запах у гранулированного ОМУ практически не ощущается. Гранулы готового ОМУ выдерживают нагрузку не менее 1,45 кг на гранулу. Насыпная масса ОМУ составляет 500 г/дм<sup>3</sup>.

Определена общая нейтрализующая способность, она составляет 24,15%.

Санитарно-бактериологический анализ проб ОМУ не выявил в удобрении жизнеспособных яиц гельминтов.

Расчетная стоимость готового ОМУ в гранулированной форме с учетом накладных расходов и плановой прибыли 20% составляет 6000 руб/т.

Выполненные исследования показывают, что свежий свиной навоз можно перерабатывать в дешевое гранулированное органоминеральное удобрение, пригодное для хранения и транспортировки в мешках на значительные расстояния. Внедрение разработанной технологии в практику позволит существенно улучшить экологическую обстановку вблизи свиноводческих комплексов и обеспечить региональных сельхозпроизводителей безопасным и доступным по цене ОМУ.

### Литература

1. Хитров Н. Б., Иванов А. Л., Завалин А. А., Кузнецов М. С. Проблемы деградации, охраны и пути восстановления продуктивности земель сельскохозяйственного назначения // Вестник ОрелГАУ. 2007. № 6. С. 29–31.

2. Мерзлая Г. Е., Щеголева И. В., Леонов М. В. Использование свиного навоза для удобрения сельскохозяйственных культур // Перспективное свиноводство: Теория и практика. 2012. № 6.

3. Сырчина Н. В., Шубин А. С., Береснева Т. П. Дезодорация свиного навоза, предназначенного для производства удобрений // Биодиагностика природных и природно-техногенных систем: Материалы IV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 1. Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 394–397.

4. 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: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 129–133.

## САМОРАЗВИТИЕ РЕГИОНА НА ОСНОВЕ ЭФФЕКТИВНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СОБСТВЕННОГО РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА

*П. А. Широкова, Ж. М. Малыгина*  
КОГОАУ «Лицей естественных наук», *Xbl-klen@mail.ru*

Обладая достаточно богатыми рекреационными ресурсами, Кировская область использует их не совсем эффективно. Согласно данным государственной статистики ежегодно Кировскую область посещает около 250 тыс. российских и 15 тыс. иностранных граждан, причем с туристическими целями – примерно 14% россиян и менее 10% иностранцев.

Исходя из оценки состояния туристического потенциала области и деления на зоны, на базе региона следует уделять особое внимание 3 видам туризма, а именно: охототуризм, экотуризм и санаторно-курортное лечение (рис. 1–3).

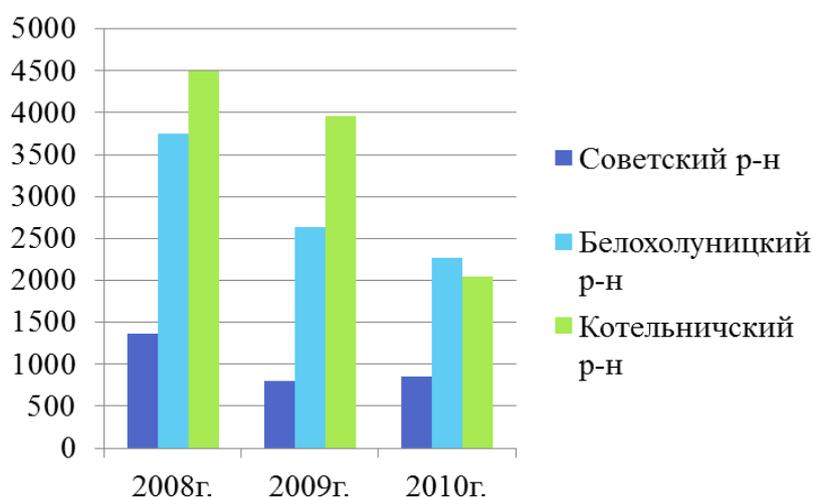


Рис. 1. Изменение численности зайца-беляка в Кировской области

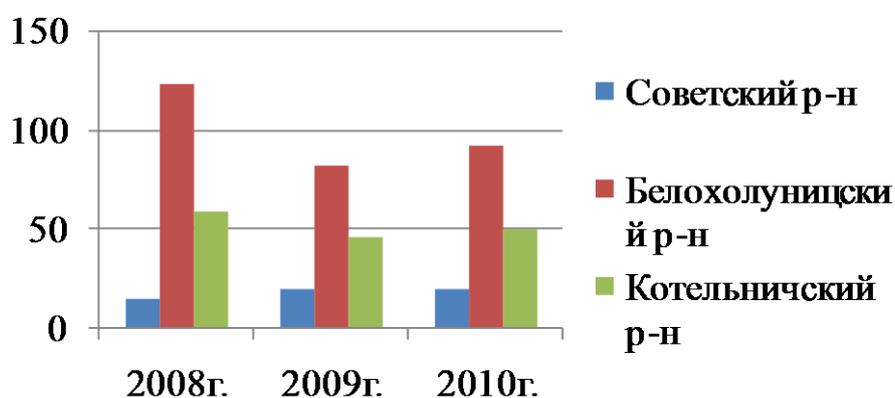


Рис. 2. Изменение численности рыси в Кировской области

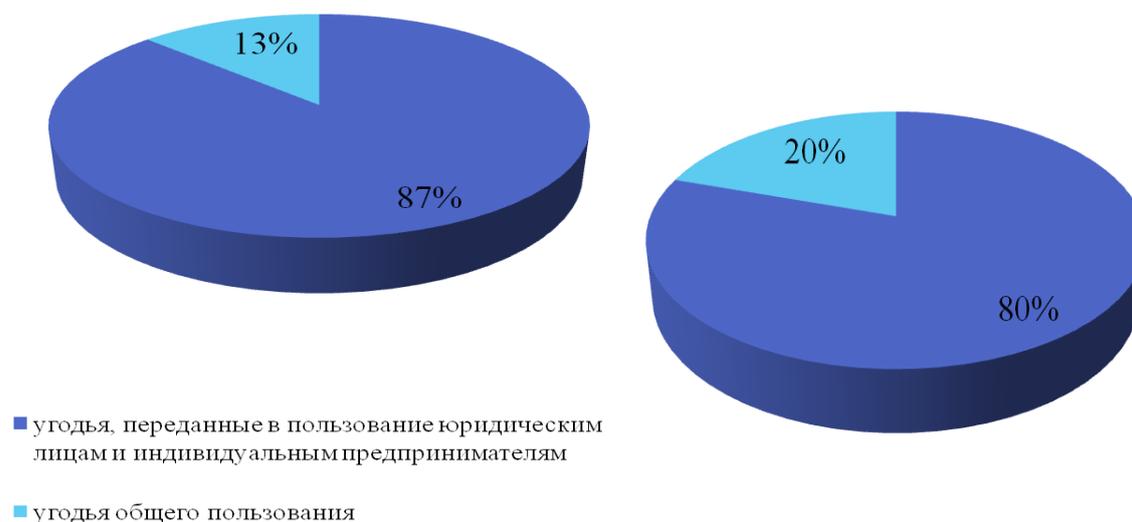


Рис. 3. Изменение соотношения охотничьих угодий до и после вступления в силу ФЗ «Об охоте и о сохранении охотничьих ресурсов»

В регионе зарегистрировано более 40 тысяч охотников, а услуги оказывают 89 хозяйств, наиболее крупные из них расположены в Афанасьевском, Орловском, Белохолуницком и Лузском районах. По количеству охотников на душу населения мы относимся к числу лидеров среди регионов Европейской России. Этому способствует, как минимум, два фактора. С одной стороны, наличие порядка 30 видов промысловых животных, среди которых лоси, кабаны, медведи, пушные звери, глухари, тетерева. С другой – большая площадь охотоугодий. Из 120 тыс. кв. км, что занимает область, на охотничьи угодья приходится 117 тыс. кв. км, при этом 2/3 покрыты лесами в сочетании с водоемами.

Однако статистика последних лет неутешительная. В середине 90-х годов в Кировскую область приезжали до 500 иностранных охотников в год, сегодня счет идет на десятки человек. Для сравнения, в Венгрию, где популярен этот вид туризма, ежегодно приезжает до 25 тыс. охотников. При этом площадь страны меньше площади Кировской области на четверть. Находятся люди, равнодушные к данной проблеме. Так охотник из Германии, Эдуард Шленинг, в своем письме к президенту РФ пишет: «Иностранцы готовы ехать в Россию, готовы оставить здесь свои деньги. Трофейная охота в России им очень интересна! Но, к сожалению, до сегодняшнего дня развитие этой отрасли туризма шло по существу не благодаря действующим инструкциям и положениям, а в большинстве своем вопреки им». Действительно, Российское законодательство крайне предусмотрительно к иностранным охотникам, приняты строгие правила по ввозу в нашу страну огнестрельного оружия и вывозу из нее добытых трофеев.

Сохранение сложившейся ситуации в сфере охотничьего туризма приведет к отсутствию налоговых поступлений от охототуристской деятельности, росту цен на услуги по организации охоты, снижению инвестиционной привлекательности данного вида туризма, сокращению количества субъектов малого и среднего предпринимательства, учащению случаев браконьерства.

Решить проблему поможет ряд своевременных мер. Большинство организаций, занимающихся охотой в Кировской области, получают клиентов через московских посредников. Сладких отношений между владельцами наших угодий и столичными фирмами так и не возникло, т. к. последние часто не доплачивают первым. Поэтому следует создавать рекламу и инфраструктуру собственными усилиями.

Чтобы разнообразить охоту в Кировской области и обеспечить замещение поголовий, планируется вольерное разведение копытных животных. В качестве примера может служить опыт Восточной Европы, где стало популярным создание ферм для разведения охотничьих животных. Дикие копытные не требуют ухода, им не нужны капитальные постройки, поэтому, как показывает практика, вольерное разведение этих животных в несколько раз доходнее содержания на той же площади домашнего скота. Фермерские охотничьи хозяйства повсеместно стали экологическими центрами, и спрос на такого рода услуги в мире растет. Что касается Кировской области, то в Пижанском районе уже строится вольерный комплекс, специализацией которого будет разведение сибирских косуль.

Также одним из возможных вариантов является создание опорных охотничьих баз. Проанализировав административную карту, карту дорог, зоогеографическую карту, карту охраны природы, туристскую карту Кировской области можно выделить 4 района для размещения туристической базы. Первая база будет расположена в Подосиновском районе. Во-первых, удаленность этих мест от крупных административных центров и промышленных предприятий становится основным плюсом при выборе месторасположения. Во-вторых, мы что уже писали, что эти территории тяготеют к Вологодской области. Нашим встречным предложением будет формирование туристического маршрута, во время которого после посещения старинного Великого Устюга у гостей города появится возможность отправиться на настоящую русскую охоту в северо-западные районы Кировской области.

Вторая база будет расположена в Котельничском районе возле Котельничского заказника. Здесь разрешена охота на кабана, лося, бобра. Удобное транспортное сообщение – через Котельнич проходит федеральная трасса «Вятка».

Расположение третьей турбазы планируется в Советском районе. В этих местах можно охотиться на кабана, зайца, лося и ловить рыбу в реке Пижма, в которой возможен крайне редкий промысел – добыча сома. Здесь добываются экземпляры от 40 до 150 кг. От Кирова до Советска проходит Советский тракт.

Четвертая база будет находиться в Белохолуницком районе. Месторасположение турбазы в этом районе тоже является выгодным: там расположен Белохолуницкий заказник. В данном районе находится рыбное хозяйство, где разводят карпа. Охота же здесь ведется на кабана, зайца и лося. Предполагаемая специализация будущей базы – семейный отдых.

Активное развитие туристического бизнеса как отрасли экономики будет способствовать развитию инфраструктуры региона, организации сопутствующих отраслей производства, созданию новых рабочих мест, что благоприятно скажется на экономическом состоянии региона в целом и на уровне жизни населения в частности.

Локальное эффективное использование рекреационных ресурсов области возможно и при достаточно малых вложениях.

## **ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ВОСПИТАНИЕ УЧАЩИХСЯ ВО ВНЕКЛАССНОЙ РАБОТЕ ПРИ РЕШЕНИИ ХИМИЧЕСКИХ ЗАДАЧ С ЭКОЛОГИЧЕСКИМ СОДЕРЖАНИЕМ ПО ТЕМЕ «КИСЛОРОД И СЕРА»**

*Т. Н. Черанёва, А. С. Ярмоленко*  
*Вятский государственный университет*

В решении проблем окружающей среды важная роль принадлежит школьному образованию. Уже с самого раннего возраста каждый живущий на Земле человек должен знать, к чему приводит беспечное отношение к окружающей среде. Чтобы сделать экологически разумный выбор и действовать оперативно в сложных ситуациях, нужно обладать определенными знаниями. Однако сегодняшние выпускники школ слабо ориентированы на знание экологических проблем, сохранение биосферы и здоровья человека. Преобладают потребительские взгляды на природу. Недостаточно развита у учащихся потребность практического участия в природоохранной деятельности. В связи с этим крайне важно начинать экологическое воспитание с младших классов школы и затем продолжать его на уроках химии, биологии, географии. В учебниках химии экологические аспекты представлены в небольшом объеме и поэтому требуют дополнительного развития во внеурочное время. Особое внимание необходимо обратить на решение тематических задач.

Составляя химические задачи, затрагивающие экологические проблемы, необходимо учесть следующие требования:

1. Условия задач и результаты решения должны содержать практически значимые данные.
2. Данные должны быть связаны с программным материалом и реальными экологическими проблемами.
3. Сложность должна соответствовать уровню знаний учащихся класса.
4. Решение задач должно опираться на комплекс знаний по разным предметам.
5. Задачи должны быть предназначены для использования при проверке, объяснении, применении материала и совершенствовании знаний.

Химические задачи с экологическими аспектами можно разделить на несколько типов:

1. Задачи с химической характеристикой природных объектов.

2. Задачи об источниках загрязнения, видах загрязнителей окружающей среды.

3. Задачи о природозащитных мероприятиях и ликвидации последствий загрязнения окружающей среды.

Решение экологической составляющей задачи не всегда может иметь единственно верное решение. В свою очередь, химическая сторона задачи чаще всего имеет четкий алгоритм решения.

Для приобретения навыков решения таких задач необходимо иметь элементарные знания о природе, уметь пользоваться принципом «от простого к сложному», анализировать, выявлять особенности задачи, которые требуют нетривиального, творческого подхода. При решении химических задач с экологическими аспектами необходимо сначала разобраться с экологической частью задачи и найти пути решения проблемы [1–3]. Далее можно приступать к решению химической части задачи (составление алгоритма решения). После получения ответа в химической части необходимо соотнести его с экологическим решением задачи.

В нашей работе для учащихся разработан и опробован ряд химических задач с экологическими составляющими. Все задачи составлены с учетом школьной программы и предназначены для решения их во внеурочное время. Формулировка задач позволяет раскрыть экологические аспекты по теме «Кислород и Сера». Данная тема изучается в 9 классе по учебнику Г.Е. Рудзитиса, Ф.Г. Фельдмана (2011 год) и в теме «Неметаллы» по учебнику О.С. Габриеляна. Химическая составляющая данной темы раскрывается полностью, но при этом экологическая часть не затрагивается вообще. Для внеурочных занятий использованы следующие задачи, позволяющие раскрыть экологическую сторону указанной выше темы:

*Задача 1.* Растения суши и мирового океана в сутки выделяют при фотосинтезе 874000000 т газообразного кислорода, с избытком восполняя расход этого газа в промышленности, энергетике и на транспорте. Какой объем кислорода (при н.у.) за сутки выделяет земная растительность?

*Задача 2.* В сутки человек вдыхает приблизительно 25 кг воздуха. На каждые 50 км пути автомобиль расходует 913 кг кислорода. Сколько суток сможет дышать человек воздухом, если одна из машин проедет на 100 км меньше и сколько литров кислорода при этом сэкономится?

Используя приведенные факты и результаты ваших расчетов, подготовьте: а) рекламный проспект автомобилей;

б) текст обращения к президенту России о защите природы от влияния автомобильного транспорта.

*Задача 3.* Определите, сколько сернистого газа поступит в атмосферу при сжигании 5 т угля с примесью 2,5% серы. Какое количество серной кислоты можно получить, если полностью уловить образовавшийся оксид и использовать для производства кислоты? Составьте уравнения реакций и проведите расчеты.

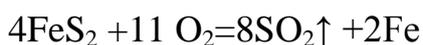
ТЭЦ имеет 5 котлов, на работу каждого котла расходуется 50 т угля в час, или целый железнодорожный состав в сутки. Попробуйте подсчитать, сколько серной кислоты можно получать в год только от работы этой ТЭЦ, если собирать весь сернистый газ? Сколько углекислого газа в расчете на одного жителя города Кирова «выдыхает» за сутки ТЭЦ?

*Задача 4.* При производстве серы автоклавным методом неизбежно выделяется около 3 кг сероводорода на каждую тонну получаемой серы. Сероводород – чрезвычайно ядовитый газ, вызывающий головокружение, тошноту и рвоту, а при вдыхании его в большом количестве – поражение мышцы сердца и судороги, вплоть до смертельного исхода. Какой объем сероводорода (при н.у.) выделится при получении 112 т серы на химзаводе?

*Задача 5.* Рыба форель очень чувствительна к чистоте воды. Если в 1 л природной воды содержится 0,000294 г серной кислоты  $H_2SO_4$ , то мальки форели погибают. Серная кислота попадает в реки с промышленными стоками или кислотными дождями. Вычислите массовую долю серной кислоты, которая губительна для мальков форели.

Выход продукта реакции, то есть оксида серы (IV), составляет 80% (и это очень хороший для промышленных предприятий выход), значит 20% этого кислотного оксида «уходит» в атмосферу. Каковы последствия повышения концентрации этого оксида и как можно снизить объем выбросов? Напишите уравнения реакций, которые происходят при пропускании газов, содержащих  $SO_2$ , через раствор NaOH?

*Задание 6.* В промышленности одним из источников для получения серной кислоты является минерал пирит, соответствующий формуле  $FeS_2$ . При его обжиге наблюдается наибольшее количество вредных выбросов в атмосферу.



Определите объем  $SO_2$ , получающийся при обжиге 125 кг пирита.

*Задание 7.* Первая стадия получения серной кислоты в промышленности, дающая наибольшее количество вредных выбросов в атмосферу – обжиг пирита, минерала, отвечающего формуле  $FeS_2$ . Определите массовые доли (в процентах) железа и серы в пирите. Рассчитайте массу серы, которая содержится в 1,2 т пирита.

*Задание 8.* Известно, что сероводород, циркулируя в биосфере, может окисляться под действием аэробных бактерий до свободной серы. Именно это, как полагают геохимики, было причиной возникновения залежей самородной серы. Рассчитайте, какой объем (при н.у.) сероводорода был поглощен и переработан бактериями, если образовалось 459 т серы.

*Задание 9.* Диоксид серы – самый распространенный загрязнитель воздуха. Он опасен для здоровья людей, особенно тех, кто страдает заболеваниями дыхательных путей. Диоксид серы снижает продуктивность сельскохозяйственных культур, замедляет рост лесов, пагубно действует на строительные материалы, содержащие карбонат кальция. В атмосфере диоксид серы окисляется до триоксида серы; при этом роль катализатора играет находяща-

яся в воздухе пыль оксидов металлов. Капли влаги превращают  $\text{SO}_3$  в серную кислоту, которая вместе с атмосферными осадками выпадает в виде «кислотных дождей». Рассчитайте значение константы скорости реакции диоксида серы с атомарным кислородом, если их концентрации равны соответственно 0,25 моль/л и 0,6 моль/л, скорость реакции – 0,003 моль/(л. с).

*Задание 10.* В 1630 году немецкий химик Иоганн-Рудольф Глаубер, изучая состав воды минерального источника вблизи Нойштадта, открыл лечебные свойства мирабилита – кристаллогидрата сульфата натрия состава  $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ . Это вещество, получившее название «глауберова соль», врачи-практики успешно применяли более 300 лет как дешевое и безвредное слабительное средство. Кроме того, мирабилит в большом количестве применяется в стекловарении и других областях промышленности. Рассчитайте массу воды и безводного сульфата натрия, содержащихся в 256 кг  $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  (кр.).

*Задание 11.* Если растения (например, помидоры) в теплице были поражены фитофторозом, то рекомендуется после сбора урожая и удаления ботвы с грядок обработать землю 1,5%-ным (в расчете на безводную соль) раствором сульфата меди. Какая масса кристаллогидрата состава  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  (кр.) требуется для приготовления 92 л такого раствора? Плотность 1,5%-ного раствора  $\text{CuSO}_4$  равна 1014 г/л.

Данные химические задачи с экологическим содержанием учащимися были успешно решены, как с химической точки зрения, так и с экологической. Экологические проблемы, затронутые в задачах, вызвали неподдельный интерес и отклик у учащихся.

Приведенные задачи подходят для решения в 9 классе и позволяют получить экологические знания, рассчитывать предельно допустимые выбросы отравляющих веществ в окружающую среду, ориентироваться в экологической обстановке, а также помогают сформировать и отработать алгоритм решения задач. Решение задач позволило пробудить интерес у учащихся к экологическим проблемам, задуматься о состоянии окружающей среды.

### Литература

Безуевская В. А. Химические задачи с экологическим содержанием // Химия в школе. № 3. 2000. С. 59–61.

Медведева М. В. Активизация познавательной деятельности на уроках химии // Среднее профессиональное образование. 2009. № 6. С. 25.

Назаренко В. М. Контролирующие задания с экологическим содержанием // Химия в школе. 1993. № 1. С. 7–9.

# ЭЛЕКТРОННЫЙ УЧЕБНИК ДЛЯ СТУДЕНТОВ «ХИМИЯ ОТРАВЛЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ»

*В. В. Рутман<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*

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

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Создание электронных учебников считается одним из перспективных направлений при повсеместной компьютеризации и острой нехватке этих материалов. Учебная дисциплина «Химия отравляющих веществ» включена в учебный план магистратуры по специальности 04.04.01 Химия, профиль «Химия окружающей среды». Эта дисциплина актуальна, так как позволяет при подготовке специалистов химиков грамотно освещать вопросы применения пестицидов и других отравляющих веществ и мер безопасной работы с ними.

Электронный учебник представляет собой компьютерную программу для операционной системы Windows XP, Vista, 7, 8, 10. Наличие дополнительного программного обеспечения на ПК для запуска не требуется. Программа создана при помощи средства разработки двухмерных компьютерных игр Ren'Py. Данная среда разработки прочно зарекомендовала себя как инструмент для создания иллюстрированных виртуальных книг с изменяемым сюжетом, зависящим от сделанного пользователем выбора в сюжетной линии. Использование данной программной среды для создания электронного учебника было произведено впервые. Возможности Ren'Py позволяют создать полноценный электронный учебник, содержащий лекции, дополненные графическим оформлением: формулами, схемами, графиками, таблицами, иллюстрациями. В программу также включается практический и проверочный материал [1].

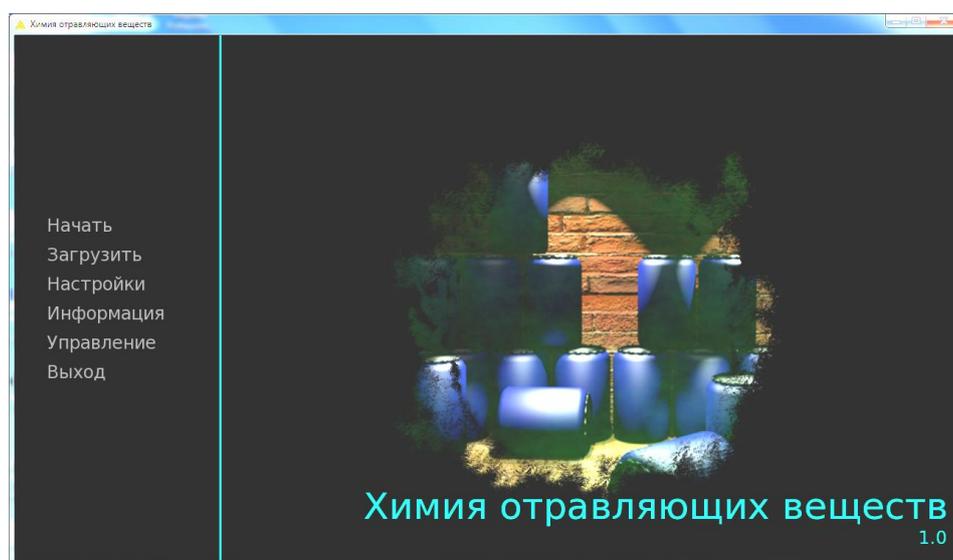


Рис. 1. Главное меню электронного учебника

Электронный учебник включает в себя главное меню (рис. 1), из которого запускается процесс представления изучаемого материала в форме интерактивной игры с возможностью сохранения и загрузки процесса и возврата к ранее просмотренной информации. Из главного меню происходит загрузка ранее сохраненного прохождения, настройки отображения текста, переключатель полноэкранного и оконного режимов, а также информация о программе и подробное описание клавиш управления [2].



Рис. 2. Меню выбора раздела

Текст учебного материала размещается в текстовых блоках: в нижней части окна (рис. 3) или во все окно (рис. 4). Переключение происходит по щелчку мыши или автоматически. Показ текста сопровождается демонстрацией графического материала или меняющейся фоновой картинкой, соответствующей изучаемой тематике. Слева размещено меню опций. Текстовые блоки можно скрыть для просмотра фонового изображения. Для изучения представлены три модуля (рис. 2): «Сильнодействующие ядовитые вещества», «Боевые отравляющие вещества» и «Пестициды», охватывающие основные разделы дисциплины. Модули подразделены на темы, в конце каждой можно перейти к следующей, выйти в меню или прочитать сначала. В разделе «Дополнительные материалы» содержатся презентации студентов, изучавших «Химию отравляющих веществ». Собрано 8 презентаций по различным темам. В разделе «Литература» представлено 26 основных и 17 дополнительных литературных источников, использованных при подготовке текстового материала программы и рекомендуемых для изучения студентами. Программа также включает в себя блок проверки и контроля знаний – тест, состоящий из 20 вопросов, касающихся основных разделов изучаемого материала. В вопросах теста предлагается выбрать один из четырех вариантов ответа, результат вместе с итоговой оценкой выводятся автоматически [2].



Рис. 3. Отображение информации в виде текстового блока

Программа состоит из 917 текстовых блоков, состоящих из 17764 слов, содержащих 142501 знаков. Графический материал представлен в количестве 301 изображения, из них 15 фоновых картинок. Интерактивное пособие имеет дружелюбный, интуитивно понятный интерфейс. Материал изложен достаточно полно и доступно. Данная программа предлагается к использованию студентами при изучении рассматриваемой дисциплины [1].

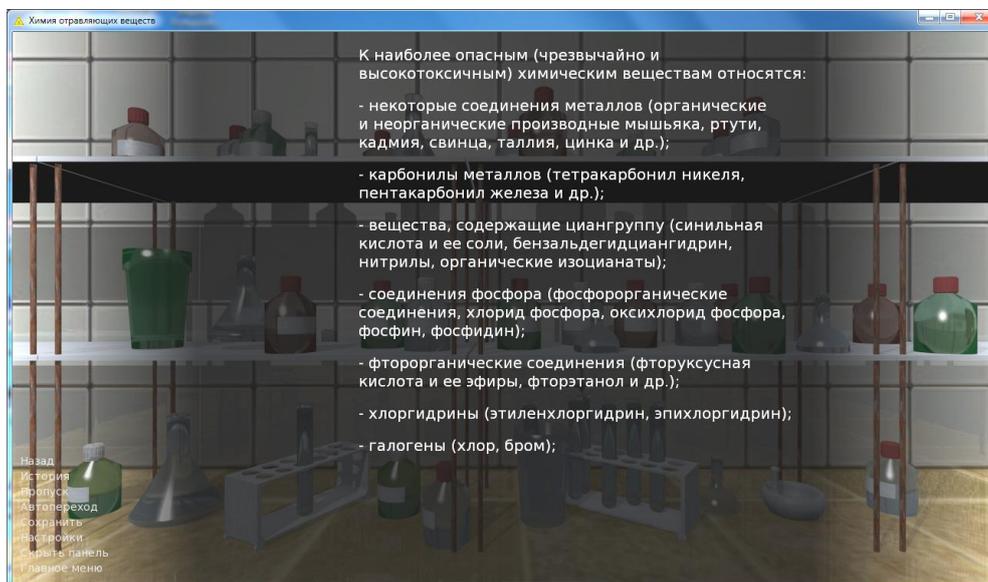


Рис. 4. Отображение информации в полноэкранном режиме

Разработанный интерактивный учебник включает в себя основные вопросы, касающиеся не только отравляющих веществ, но и пестицидов, применяемых в сельском хозяйстве и быту и способных нанести вред окружающей среде и человеку. В учебнике рассматриваются основные вопросы, связанные со свойствами ядовитых веществ, неорганических и органических загрязнителей, и других отравляющих веществ. Отдельная глава посвящена

циркуляции пестицидов в окружающей среде, их аккумуляции при прохождении по цепям питания. Большим достоинством электронного учебника является включение презентаций, созданных студентами, изучавшими курс. Они рекомендуются как образцы для разработки собственных оригинальных презентаций. Завершением учебника являются тестовые задания, разработанные авторами учебника, которые могут успешно использоваться для текущего и итогового контроля знаний.

#### **Литература**

1. Титова В. А., Кантор Г. Я., Рутман В. В. Применение 3D-моделирования в проектной и образовательной деятельности Вятского государственного гуманитарного университета // Механизмы устойчивости и адаптации биологических систем к природным и техногенным факторам: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. (г. Киров, 22-25 апреля 2015 г.). Киров: Изд-во ООО «ВЕСИ», 2015. С. 439–442.
2. Титова В. А., Рутман В. В. Использование перспективных методов компьютерного моделирования в научно-исследовательской и образовательной деятельности Вятского государственного гуманитарного университета // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. Киров: Изд-во ООО «Веси», 2015. С. 24–26.

### **РАЗРАБОТКА ДИДАКТИЧЕСКИХ МАТЕРИАЛОВ С ЭЛЕМЕНТАМИ ЭКОЛОГИИ ДЛЯ ОБУЧЕНИЯ ХИМИИ СЛЕПЫХ И СЛАБОВИДЯЩИХ ДЕТЕЙ В УСЛОВИЯХ ОБЩЕОБРАЗОВАТЕЛЬНОЙ ШКОЛЫ**

*Н. А. Вьюшкова, Е. В. Береснева*  
*Вятский государственный университет,*  
*garmoniya-chem@mail.ru, evberesneva@mail.ru*

Право на образование как одно из основных прав человека является частью процесса социализации личности. В современном обществе им может пользоваться каждый гражданин. Особое место в системе образования занимают дети с ограниченными возможностями. Для детей как с психическими, так и с физическими отклонениями, процесс обучения предусмотрен в коррекционных учреждениях, что создает изолированную образовательную систему. Во избежание этой изолированной среды необходимо включать детей с ограниченными возможностями в классы общеобразовательных школ. Именно для реализации этого направления в образовании государство активно внедряет программу инклюзивного обучения.

Инклюзивное обучение – процесс инновационный, направленный на обеспечение равноправного доступа к получению знаний как детей без отклонений, так и детей с ограниченными возможностями [1].

Применение инклюзивного подхода является актуальным в преподавании любого предмета, в том числе и химии. К области данного вопроса,

встречающейся чаще других, можно отнести обучение детей с нарушениями зрения в условиях обычного класса общеобразовательной школы.

Стоит отметить, что вопрос инклюзивного обучения находится на пике развития, но в связи с многогранностью его содержания, сложностями в подготовке кадров и финансовом обеспечении, внедрение проходит достаточно медленно. Поэтому на начальном этапе мы предлагаем разработку материалов для пропедевтики химии в рамках химического кружка, содержание которого обязательно связываем экологическими проблемами, так как считаем, что экологическое образование и воспитание должно быть составной частью любого школьного предмета, особенно естественнонаучного.

Исходя из вышесказанного, целью исследования является создание комплекса дидактических материалов по химии с элементами экологии, которые бы удовлетворяли потребностям всех учеников.

В ходе достижения этой цели необходимо решить следующие задачи:

- разработка материалов для пропедевтики химии в рамках химического кружка;

- обеспечение равного доступа к учебному материалу всех детей за счет разработки новых методов, комплекса дидактических материалов, включающих совокупность информации в обычном виде и на шрифте Брайля, а также применения специального оборудования (тифлотехники);

- разработка интерактивного пособия для изучения материала;

- включение в теоретический материал экологических компонентов для реализации межпредметных связей и экологического образования и воспитания школьников;

- создание условий для совместной работы всех детей в условиях психологического комфорта;

- обеспечение процесса социализации и развития личности детей с ограниченными возможностями в условиях общеобразовательной школы в процессе работы «учитель – ученик» и «ученик – ученик».

Идеальным вариантом является перевод учебников химии в доступный формат для слабовидящих детей. Воссоздание материалов в полном объеме является достаточно затратным и трудоемким. Поэтому на первоначальном этапе мы предлагаем разработать систему дидактических материалов, которые позволяли бы воспринимать материал всем детям без исключения.

При разработке дидактических материалов особую роль играет применение шрифта Брайля [2, 3], который позволяет создать широкий спектр материалов, и тифлотехники, которая будет удобна для всех ребят. Интересной идеей является применение шрифта Брайля в интерактивной форме.

На данный момент нами разработаны теоретические материалы для проведения пяти занятий химического кружка для ребят возрастной группы 10–12 лет по теме «Химия и жизнь»: «Химия в жизни человека», «Воздух», «Вода», «Химия и организм человека», «Химия и пища». Предполагается, что в группе должны находиться пары обучающихся – «ученик с ограниченными возможностями здоровья – ученик без отклонений в здоровье».

Комплекс дидактических материалов на одно занятие будет представлять собой совокупность интерактивного пособия, химических моделей и инструкций для выполнения опытов, как на обычном шрифте, так и на шрифте Брайля. На данный момент ведется работа по созданию интерактивных пособий, каждое из которых будет представлять собой таблицу размером 21 x 20 см в раме и работать на электрической схеме. Предполагаемый вид данных пособий будет таким (шб – шрифт Брайля) (рис. 1–5):

$\text{CO}_2$ 1 Формула на шб (аналогично для всех ячеек) Диоксид углерода Название на шб (аналогично для всех ячеек) ○ ○ ○ (элементы управления – кнопки)	$\text{H}_2\text{O}_2$ 2 Пероксидводорода ○ ○ ○	Области применения химии: На шб (аналогично для всех ячеек) 1. Фотосинтез На шб (аналогично для всех пунктов) 2. Лекарственные препараты 3. Парфюмерия 4. Моющие средства
$\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ 3 Этиловый спирт ○ ○ ○	$\text{Na}_2\text{CO}_3$ 4 Карбонат натрия ○ ○ ○	

Рис. 1. Макет интерактивного пособия по теме «Химия в жизни человека»

Fe 1 Железо ○ ○ ○	Cl 2 Хлор ○ ○ ○	Источники загрязнения воды: 1. Сельское хозяйство 2. Промышленность 3. Транспорт 4. Природные явления
Ca 3 Кальций ○ ○ ○	Hg 4 Ртуть ○ ○ ○	

Рис. 2. Макет интерактивного пособия по теме «Вода»

C 1 Углерод ○ ○ ○	O 2 Кислород ○ ○ ○	Источники загрязнения воздуха 1. Химическое загрязнение оксидами углерода 2. Химическое загрязнение оксидами серы 3. Химическое загрязнение оксидами азота 4. Фотохимические процессы
S 3 Сера ○ ○ ○	N 4 Азот ○ ○ ○	

Рис. 3. Макет интерактивного пособия по теме «Воздух»

Br Бром  ○ ○ ○	1	K Калий  ○ ○ ○	2	Химический состав человека: 1. Элементный состав тканей организма 2. Элементы, необходимые для работы сердца 3. Элементы, важные для правильной работы центральной нервной системы 4. Элементы-антидепрессанты
P Фосфор  ○ ○ ○	3	Mg Магний  ○ ○ ○	4	

Рис. 4. Макет интерактивного пособия по теме «Химия и организм человека»

H Водород  ○ ○ ○	1	I Иод  ○ ○ ○	2	Основные источники элементов питания: 1. Вода 2. Морепродукты 3. Поваренная соль 4. Рыба 5. Мясо 6. Овощи и фрукты
Na Натрий  ○ ○ ○	3	F Фтор  ○ ○ ○	4	

Рис. 5. Макет интерактивного пособия по теме «Химия и пища»

В правом столбце перечислены ключевые моменты темы. В левой половине отображаются по мере изучения и знакомства с материалом элементы периодической системы и химические соединения. В каждой ячейке расположены три кнопки, при нажатии двух из которых будет озвучиваться небольшой текстовый материал, а именно:

1. Химия в жизни человека.

1.1. Применение изучаемого соединения в жизни человека, история открытия.

1.2. Экологические аспекты применения.

2. Вода.

2.1. Роль воды в жизни человека.

2.2. Экологические проблемы, связанные с качеством питьевой воды.

3. Воздух.

3.1. Состав воздуха, история его открытия.

3.2. Экологические проблемы, связанные с качеством атмосферного воздуха.

4. Химия и организм человека.

4.1. Применение изучаемого элемента или соединения в жизни человека, история его открытия.

4.2. Воздействие токсичных элементов на организм человека.

5. Химия и пища.

5.1. Роль изучаемого элемента или соединения в питании человека, история его открытия.

5.2. Содержание жизненно необходимых элементов в продуктах питания.

Третья кнопка будет отвечать за воспроизведение занимательного факта или решение задачи, связанной с региональным компонентом в изучении материала.

Важную роль в данном пособии имеет сочетание в одном комплексе обычных материалов, материалов на шрифте Брайля и аудиоматериалов, что позволит организовать работу в группе всех ребят. Достоинством данного пособия является также включение экологического материала, способствующего реализации межпредметных связей, расширению кругозора учащихся, а также формированию ответственного и бережного отношения будущих граждан к окружающей среде.

Данные средства могут создаваться не только учителем, но и учениками, что, во-первых, будет способствовать закреплению знаний материала по химии, а, во-вторых, будет создавать ситуацию обучения умению работать в группах слабовидящих и обычных детей.

Таким образом, по завершению изучения всех тем химического кружка появится возможность создать серию таких интерактивных пособий в совокупности с дополнительными материалами, в которых будут собраны разнообразные сведения по достаточно большой части элементов периодической системы.

#### Литература

1. Пугачев А. С. Инклюзивное образование // Молодой ученый. 2012. № 10. С. 374–377.

2. Вместе пишем и читаем по Брайлю: пособие для изучения системы Брайля. М.: ООО «ИПТК «Логос» ВОС», 2002.

3. <http://www.ksrk.ru/tehnicheckie-sredstva-reabilitacii/118-shrift-braylya-v-sredney-shkole-russkiy-yazyk-matematika-himiya.html>

### ВКЛЮЧЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МАТЕРИАЛА В КУРС НЕОРГАНИЧЕСКОЙ ХИМИИ ВУЗА

*А. А. Ронжина, Е. В. Береснева*  
Вятский государственный университет,  
*nyuta.ronzhina@mail.ru, evberesneva@mail.ru*

Сегодня перед человеком как никогда стоит вопрос о необходимости изменения своего отношения к природе и обеспечения соответствующего вос-

питания и образования. Основой как национального, так и мирового развития общества должна стать гармония человека и природы. Каждый человек должен понимать, что только в гармонии с природой возможно его существование на Земле.

Человечество подошло к порогу, за которым нужны новая нравственность, новые знания, новый менталитет, новая система ценностей. С детства нужно учиться жить в согласии с природой, ее законами и принципами [1].

Экологическое образование должно охватывать все возрастные категории, оно должно составлять важное звено нравственного воспитания каждого человека, независимо от специальности, характера учебы и работы.

Содержательным ядром экологического образования являются три взаимосвязанные части:

- знание экологических законов, правил, теорий, научных фактов;
- эмоционально-эстетическое и нравственное восприятие природы;
- деятельность в реальных социоприродных ситуациях, связанных с решением экологических проблем [2].

Задача состоит не только в накоплении определенного объема знаний по экологии, но и в приобретении навыков научного анализа природных явлений, осмыслении взаимодействия общества и окружающей среды.

Экологическое знание должно иметь практическую направленность и социальную значимость. В курсе химии экологическая составляющая затрагивает не только теоретический материал, но и химический эксперимент, расчетные и экспериментальные задачи, игры и викторины, экскурсии, наблюдения природы и краеведческую работу.

Целью данной работы является разработка таких методов обучения, которые способствуют включению экологических знаний в курс «Неорганическая химия» вуза.

В условиях экологизации современного образования химический эксперимент становится активным методом изучения окружающей природной среды, способствует формированию и совершенствованию знаний в области химии, экологии и охраны природы. Эксперимент способствует лучшему овладению студентами знаниями по неорганической химии, усилению нравственного воспитания и отношения к окружающему миру.

Химический эксперимент с экологической ориентацией предполагает: определение состояния природного окружения с использованием аналитических методов, переработку отходов, образующихся в результате химических реакций (уничтожение веществ, их обезвреживание с последующим помещением во внешнюю среду или повторное использование в учебном процессе).

При разработке химического эксперимента можно использовать различные подходы.

1-й подход: Химическое содержание эксперимента сохраняется, но обязательным элементом становится экологическая чистота проведения опыта. Например, при демонстрации опыта, в котором образуются токсичные продукты, используют поглотители на выходе из реакционного сосуда. В каче-

стве примера приведем опыт «Взаимодействие концентрированной азотной кислоты с медью». Учитель объясняет, что в ходе реакции выделяется смесь оксидов азота, которые при попадании в атмосферу в больших количествах могут вызывать выпадение кислотных дождей (записываются уравнения реакций). Для нейтрализации опасного влияния оксидов азота, как в промышленности, так и в данном демонстрационном опыте используются поглотители – оксид кальция (негашеная известь) CaO и гидроксид натрия NaOH.

2-й подход: Химическое содержание эксперимента сохраняется, но становится ориентированным на экологическую проблему. Для демонстрации проблемы выпадения кислотных дождей, оказывающих пагубное влияние на живые организмы, в качестве примера приведем опыт «Действие кислот на карбонаты металлов». В опыте используют скорлупу куриного яйца, на которую действуют раствором соляной кислоты. С помощью известковой или баритовой воды доказывают выделение углекислого газа. Опыт позволяет понять действие кислотных дождей на яйца птиц и иллюстрирует факт снижения численности птиц в районах их выпадения.

3-й подход: Химическое содержание заменяется на экологическое при сохранении смысловой нагрузки эксперимента или тематического раздела курса. В качестве примера приведем опыт «Действие на белок минеральных кислот, щелочей, фенола и солей тяжелых металлов». Во всех указанных случаях происходит осаждение белков. Природные белки теряют присущие им специфические свойства, становятся нерастворимыми, денатурируют. Опыты по осаждению белков свидетельствуют о том, что загрязнение природной среды кислотами, щелочами, фенолами, ионами тяжелых металлов имеет отрицательные последствия для живых организмов.

В экологическом образовании не менее эффективным является *игровой метод*. Широкий выбор разнообразных способов достижения цели, импровизационный характер действий способствует формированию самостоятельности, инициативности, творческих способностей обучающихся. Рассмотрим на конкретных примерах.

Игра «Экологическая экспертиза». В группе формируются две команды (может быть и больше). Каждая команда получает одинаковый по содержанию текст об экологическом состоянии конкретной местности. Команды анализируют текст в рамках указанных направлений: 1-я группа – почва; 2-я группа – воздух и состояние атмосферы; 3-я группа – вода; 4-я группа – состояние флоры; 5-я группа – состояние фауны. Затем от каждой команды зачитывается часть текста, которая отражает конкретное направление. Задание: определить характер предприятия, расположенного в данной местности, технологическую схему производства, потоки вредных выбросов и идею создания экологически безопасного производства.

Игра «Найди ошибку». Команды получают схему производства. В схеме допущены ошибки (технологические, химические, нарушена техника безопасности), из-за которых нанесен ущерб окружающей природной среде или здоровью человека. За строго отведенное время команды должны найти эти

ошибки, указать пути их устранения и способы ликвидации последствий загрязнения из числа тех, что перечислены на листе задания. Выигрывает команда, быстрее всех справившаяся с заданием.

При включении в курс неорганической химии экологического материала можно использовать также химико-экологические *загадки*.

Загадка – краткое предложение, описание с указанием некоторых признаков, по которым надо определить название предмета, явления. Все загадки можно сгруппировать по темам. Сложную загадку можно упростить, придумав подсказку и включив ее в формулировку вопроса. В качестве подсказки можно использовать показ какого-либо предмета, образца вещества, небольшого опыта, наглядный материал. Загадки позволяют сформировать принцип мотивационного характера и положительного эмоционального фона обучения, принцип связи обучения с реальной жизнью.

Приведем некоторые химико-экологические загадки, которые можно использовать на занятиях по неорганической химии [3]:

1. Распустила хвост лиса, искалечила леса.  
(«Лисий хвост» – дым рыжего цвета, содержащий оксиды азота)
2. Скажи, какая из кислот в лесу под деревом живет?  
(Муравьиная кислота)
3. Из горы кусочек вынули, в деревянный ствол задвинули.  
(Графитовый стержень карандаша)
4. Солей не найдешь ни в воде, ни в земле, но всегда в магазине и в каждой семье.  
(Мыло)
5. Хлеб из муки не испекут, но от нее привеса ждут.  
(Фосфоритная мука)

Включение инновационных методов в процесс обучения химии способствует формированию нового мышления, которое, в свою очередь, предполагает ответственное и бережное отношение к окружающей среде.

### Литература

1. Ааркрог А. и др. Изучение вклада ядерных инцидентов в радиоактивное загрязнение Уральского региона // Экология. 1998. № 1. С. 36.
2. Азотистое питание и продуктивность растений // Труды Биологического научно-исследовательского института. Изд-во ЛГУ. 1998. № 39. С. 197.
3. Шишкин Е. А., Береснева Е. В. Учение с увлечением, или Использование занимательности при обучении химии в школе. Киров: ООО «Старая Вятка», 2012. 136 с.

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИНТЕГРИРОВАННЫХ ПОЗНАВАТЕЛЬНЫХ ЗАДАЧ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПРОБЛЕМАТИКЕ В ШКОЛЬНОМ КУРСЕ ХИМИИ

*В. И. Мутных, М. А. Зайцев*  
*Вятский государственный университет,*  
*valera.cheraniova@yandex.ru, michail-zajcev@yandex.ru*

Экологическое образование и воспитание, как новая область педагогики и школьной практики, активно развивается в настоящее время. Оно охватывает все области и циклы учебных предметов. Однако уроки химии должны сыграть значительную роль. В настоящее время в учебниках по химии мало освещен вопрос по охране природы.

Проблема взаимоотношений человек – общество – природа – одна из тех, которая все более волнует современное общество. Ученые доказали, что большинство российских школьников, даже хорошо успевающих по предметам естественнонаучного цикла, не готовы проявлять личную активность в природоохранной деятельности [1]. По словам К. Д. Ушинского, «Общение с природой не только доставляет эстетическое наслаждение, но и влияет на формирование мировоззрения детей, на их нравственное развитие, расширяет их кругозор, обогащает впечатление» [2].

Экологическое образование и воспитание, как новая область педагогики и школьной практики, активно развивается в настоящее время. Оно охватывает все области и циклы учебных предметов. Уроки химии должны играть в этом ключевую роль.

Экологизация школьного курса химии обусловлена необходимостью готовить школьников к активному участию в решении насущных проблем защиты окружающей среды от загрязнения [3]. В настоящее время вопросы охраны природы находят свое отражение в новых учебных программах и содержании курса химии (Л. С. Астафьева «Экологическая химия», А. Л. Ивчатов, В. И. Малов «Химия воды и микробиология», электронное издание «Биология. Химия. Экология»), однако, вопрос включения экологического материала в школьный курс химии далек от окончательного решения.

На наш взгляд, одним из эффективных методов формирования экологических знаний и умений школьников станет использование в учебном процессе интегрированных познавательных задач по экологической проблематике. Их оптимальное использование в учебном процессе позволяет сделать теоретический материал аргументированным, жизненным и менее академичным. В таких задачах интеграция знаний осуществляется за счет комплексного использования материала из различных областей (медицины, биологии, экологии) и активного поиска новой информации.

Задачи интеграции – не только вооружение учащихся целостной совокупностью знаний об окружающем мире, но и воспитание адекватного и грамотного отношения к действительности, развитие умений самостоятельно

решать возникающие проблемы и научно объяснять происходящие явления. При использовании познавательных задач обучение осуществляется через опору на уже имеющиеся знания и жизненный опыт обучающихся.

Рассматривая вопросы охраны окружающей среды, можно предложить учащимся химико-экологические вопросы и задачи. При их составлении мы рекомендуем придерживаться следующих методических требований:

1. Условия задач и результаты решения должны содержать практически значимую информацию.

2. Эта информация должна быть тесно связана с программным материалом и реальными экологическими проблемами.

3. Задачи должны быть посильны для учащихся данного класса.

4. Решение задач должно опираться на возможности, на комплекс знаний по разным предметам.

5. Задачи должны быть предназначены для использования при проверке или объяснении нового материала, а так же могут применяться при совершенствовании знаний.

Составленные задачи не обязательно должны иметь единственное решение, они могут быть рассчитаны на проблемное обсуждение, дискуссию, на поиск рационального пути решения поставленной реальной учебно-познавательной проблемы.

Например, при изучении свойств и применения углерода и его соединений (9 класс) обращаем внимание учащихся на одну из современных экологических проблем – возникновение «парникового эффекта», приводящего к потеплению климата и предлагаем для обсуждения и решения такую задачу:

*Задача 1.* Тольятти относится экологами к регионам III из IV возможных классов загрязнения. От 40 до 60% загрязнений городской атмосферы происходит из-за выхлопов автомобилей. Основные загрязнители – оксиды углерода (II) и (IV). Токсичное действие угарного газа на организм человека выражается в том, что он (выберите один вариант ответа):

- а) вызывает образование на коже язв;
- б) вызывает нарушение работы нервной системы;
- в) связывается с гемоглобином крови, препятствуя переносу красными кровяными тельцами кислорода;
- г) разрушает сетчатку глаза, приводит к потере зрения [4].

При изучении темы «Подгруппа азота» в 9-м классе для закрепления знаний можно использовать такую задачу:

*Задача 2.* Промышленные сбросы в Куйбышевское водохранилище содержат азот и фосфор и являются причиной «цветения» воды из-за массового развития сине-зеленых водорослей. С помощью каких химических реакций можно обнаружить в воде ион аммония и нитрат ион? Запишите уравнения реакции.

Изучая тему «Угольная кислота и ее соли» в 9 классе, рассматриваем вопрос о жесткости воды. Для закрепления материала можно предложить школьникам решить следующую задачу.

*Задача 3.* В Кировской области питьевая вода содержит растворимые соли кальция и магния – сульфаты и гидрокарбонаты, обуславливающие ее жесткость. Повседневное употребление такой воды может привести к ряду заболеваний пищеварительного тракта. Какие из перечисленных ниже веществ могут быть применены для снижения жесткости кировской воды:

- а) карбонат калия;
- б) поваренная соль;
- в) фосфат натрия.

Дайте обоснованный ответ, приведя уравнения соответствующих реакций.

При изучении в 10 классе раздела Углеводороды можно использовать следующие задачи.

*Задача 4.* Общение между людьми основано на зрительных и слуховых контактах. Однако для некоторых других животных основным способом общения является выделение химических веществ. В состав феромона тревоги у муравьев-древоточцев входит углеводород. Каково строение углеводорода, если при его крекинге образуются пентан и пентен, а при его горении – 10 моль углекислого газа.

*Задача 5.* Предложите решение экологической проблемы: при добыче природного газа и нефти остаточные продукты сжигают. Это наносит большой вред окружающей среде. Как можно использовать эти продукты?

Использование природоохранного материала вместе с программным материалом активизирует интерес к предмету, развивает у учащихся потребность общения с природой, воспитывает ответственность в личном поведении и различных видах деятельности, формирует навыки по бережному использованию, защите и улучшению окружающей среды [4].

#### Литература

1. Экологическое образование школьников / Под. ред. И. Д. Зверева, И. П. Сурагиной. М.: Педагогика, 1983. 125 с.
2. Зверев И. Д. Экология в школьном обучении. М.: Знание, 1980. 80 с.
3. Дзятковская Е. Н., Захлебный А. Н., Либеров А. Ю. Методические рекомендации по реализации экологического образования в Федеральных Государственных Стандартах второго поколения. М.: Образование и экология, 2011.
4. Безуевская В. А. Химические задачи с экологическим содержанием // Химия в школе. 2000. № 3. С. 59–61.

Научное издание

Экология родного края:  
проблемы и пути их решения

Всероссийская научно-практическая конференция  
с международным участием  
13–14 апреля 2017 г.  
Книга 1

*Редактор: Т. Я. Ашихмина*

*Верстка: Е. М. Кардакова*

Подписано в печать 03.04.2017. Печать цифровая.

Бумага для офисной техники.

Усл. печ. л. 15,18. Тираж 200 экз. Заказ № 4404.

Федеральное государственное бюджетное образовательное  
учреждение высшего образования  
«Вятский государственный университет».

610000, г. Киров, ул. Московская, 36, тел.: (8332) 74-25-63, <http://vyatsu.ru>