

Теоретическая и прикладная ЭКОЛОГИЯ

№ 2, 2012

Журнал включён в Перечень ведущих рецензируемых научных журналов и изданий, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание учёных степеней доктора и кандидата наук

Учредитель журнала ООО Издательский дом «Камертон»
Генеральный директор ООО ИД «Камертон»
профессор Б.И. Кочуров

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор

Т.Я. Ашихмина, д.т.н., профессор, зав. кафедрой химии Вятского государственного гуманитарного университета, зав. лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Зам. главного редактора

В.В. Гутенёв, д.т.н., профессор, первый зам. председателя Комитета Государственной Думы РФ по промышленности, лауреат Государственной и Правительственной премий РФ

Зам. главного редактора

С.В. Дёгтева, д.б.н., директор Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Зам. главного редактора

И.Г. Широких, д.б.н., зав. лабораторией биотехнологии растений и микроорганизмов Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого РАСХН

Ответственный секретарь

С.Ю. Огородникова, к.б.н., доцент, старший научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Журнал издаётся при поддержке ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии», ФГБУ ВПО «Вятский государственный гуманитарный университет»

Издание зарегистрировано Федеральной службой по надзору в сфере массовых коммуникаций, связи и охраны культурного наследия
Свидетельство о регистрации ПФ № ФС 77-29059

Подписные индексы 82027, 48482 в каталоге Агентства «Роспечать»

Зарубежная подписка оформляется через фирмы-партнёры ЗАО «МК-ПЕРИОДИКА» по адресу: 129110, г. Москва, ул. Гиляровского, 39, ЗАО «МК-Периодика»
Тел.: (495) 281-91-37, 281-97-63. Факс (495) 281-37-98
E-mail: info@periodicals.ru. <http://www.periodicals.ru>

To effect subscription it is necessary to address to one of the partners of JSC «MK-Periodica» in your country or to JSC «MK-Periodica» directly. Address: Russia, 129110, Moscow, 39, Gilyarovskiy St., JSC «MK-Periodica»

Статьи рецензируются. Перепечатка без разрешения редакции запрещена, ссылки на журнал при цитировании обязательны.

Редакция не несёт ответственности за достоверность информации, содержащейся в рекламных объявлениях

Подготовлен к печати в издательстве ООО «О-Краткое»

610000, г. Киров, Динамовский проезд, 4, оф. 3

Тел./факс (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru

Оригинал-макет, дизайн – Татьяна Коршунова

Фото на обложке – Александр Широких

Перевод – Ирина Кондакова

Выпускающий редактор Мария Зелаева

Директор издательства «О-Краткое» Евгений Дрогов

Подписано в печать 20.06.2012. Формат 60x84¹/₂. Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 12,5. Тираж 1150 экз. Заказ № 1346.

Отпечатано в полном соответствии с качеством

предоставленных материалов

в ООО «Кировская областная типография»

610004, г. Киров, ул. Ленина, 2

ПРЕДСЕДАТЕЛЬ РЕДАКЦИОННЫХ СОВЕТОВ

Н.П. Лавёров

председатель межведомственной комиссии при Совете безопасности РФ, вице-президент РАН, академик РАН

ПРЕЗИДИУМ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Грачёв

д.т.н., профессор, член-корреспондент РАН, председатель Общественного совета Федеральной службы по экологическому, техническому и атомному надзору

В.И. Холстов

д.х.н., директор Департамента реализации конвенционных обязательств Министерства промышленности и торговли РФ

В.Н. Чупис

д.ф.-м.н., профессор ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии»

В.Г. Ильницкий

д.э.н., директор ОАО «Научно-исследовательский проектно-изыскательский институт «Кировпроект»

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Алексеев

д.т.н., профессор Ижевского государственного университета

В.А. Антонов

к.т.н., заместитель начальника экологической безопасности ВС РФ, член-корреспондент Академии геополитических проблем, профессор Академии военных наук

С.И. Барановский

д.т.н., профессор, академик РЭА, заместитель председателя Общественного Совета «Росатома», председатель Российского экологического конгресса

Л.И. Домрачева

д.б.н., профессор Вятской государственной сельскохозяйственной академии

Г.П. Дудин

д.б.н., профессор, директор Центра инноваций Вятской государственной сельскохозяйственной академии

И.А. Жуйкова

к.г.н., доцент Вятского государственного гуманитарного университета

Л.Л. Журавлёва

д.т.н., заместитель директор ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии»

Г.М. Зенова

д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова

В.И. Измалков

д.т.н., профессор Военной Академии Генштаба МО РФ

Г.Я. Кантор

к.т.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Б.И. Кочуров

д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Института географии РАН

Н.А. Киреева

д.б.н., профессор Башкирского государственного университета

М. А. Куканиев

д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Таджикистан, профессор, зав. лабораторией Института химии им. В.И. Никитина АН РТ

В.З. Латыпова

д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Татарстан, профессор Казанского государственного университета им. В.И. Ульянова-Ленина

Ли Юй

профессор, директор Института микологии Цзилиньского аграрного университета, иностранный член Россельхозакадемии (КНР)

В.А. Малинников

д.т.н., профессор, ректор Московского государственного университета геодезии и картографии

А.Г. Назаров

д.б.н., профессор, заместитель председателя Общественного Совета «Росатома», директор экологического центра ИИЕТ РАН

А.Ф. Радченко

руководитель Аппарата ФГУ Общественная палата (вице-президент ООП «Экосфера»)

В.П. Савиных

д.т.н., член-корреспондент РАН, профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии, лётчик-космонавт, дважды Герой СССР

В.А. Сысуев

д.т.н., академик Россельхозакадемии, директор Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого

В.И. Теличенко

д.т.н., профессор, академик РААСН, ректор Московского государственного строительного университета

Т.А. Трифонова

д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова

А.И. Фокин

зам. председателя Комитета Государственной Думы по природным ресурсам, природопользованию и экологии

В. П. Шапорев

д.т.н., профессор Национального технического университета «Харьковский промышленный институт»

В.Т. Юнгблюд

д.и.н., профессор, ректор Вятского государственного гуманитарного университета

О.В. Яковенко

к.ф.н., заместитель начальника отдела экологии Правительства Российской Федерации

По вопросам размещения рекламы и публикации статей обращаться: 610002, г. Киров, ул. Свободы, 122, тел./факс 8 (8332) 37-02-77.

E-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru

119017, г. Москва, Старомонетный пер., 29.

Тел./факс 8(499) 129-28-31. E-mail: info@ecoregion.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

В. Ю. Оханкина, А. А. Ханжин Эколого-эпидемиологическое значение микросциетов рода *Fusarium* 5

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

В. В. Ануфриев Изменения в структуре летнего населения птиц Большеземельской тундры в результате осуществления деятельности по добыче нефти 15

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД И ОБЪЕКТОВ

Н. В. Пахарькова, Г. А. Сорокина, А. А. Шубин Влияние загрязнения воздушной среды на зимний покой древесных растений 20

А. М. Прокашев, М. М. Пахомов, Г. П. Дудин, С. А. Пупышева, Е. А. Колеватых, В. Г. Мохнаткин, М. И. Парфенов Субстантивные свойства покровных суглинков Вятского Прикамья 26

А. М. Прокашев, Н. А. Огаркова, М. М. Пахомов, В. Г. Мохнаткин Дерновокарбонатные почвы со сложным органофилем Вятского Прикамья 37

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

Ю. Н. Некрасова, А. С. Олькова, Е. В. Дабах Влияние фторида натрия на физико-химические свойства и интегральную токсичность почв в модельном эксперименте 48

К. К. Стяжкин, И. В. Дармов, В. Н. Бредихин, К. А. Воробьев, И. П. Позгорельский, А. А. Лещенко, А. Г. Лазыкин Экспериментальная оценка иммунотоксического действия штамма *Pseudomonas fluorescens* EK593 – деструктора токсичных фосфорорганических соединений 54

Н. Ю. Русецкая, В. И. Дьякова, В. Н. Чупис, Б. И. Древяко, Н. В. Емельянова, В. А. Мартьянова, Я. В. Бородулин, В. Б. Бородулин Антитоксическое действие селеноорганических соединений при отравлении нитратом свинца самцов белых крыс 59

Н. В. Вараксина, Т. Я. Ашихмина, А. С. Олькова Изучение влияния соединений алюминия на тесторганизмы в условиях модельного эксперимента 65

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК и ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

Ю. В. Дудников, Х. А. Азметов Экологическая безопасность подземных магистральных нефте и нефтепродуктопроводов при эксплуатации 71

АГРОЭКОЛОГИЯ

Е. А. Карпова, А. А. Ермаков, Ю. С. Парубец Проблемы интерпретации результатов экспериментального моделирования загрязнения системы почвы–растения тяжёлыми металлами ... 75

Х. Ш. Забураева Геоэкологические основы повышения эффективности использования сельскохозяйственных земель (на примере Чеченской Республики) 79

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ

В. А. Ефремова, Л. В. Кондакова, Л. И. Домрачева, Т. С. Елькина, Е. М. Вечтомов Специфика «цветения» почвы в техногенных зонах города (на примере г. Кирова) 85

Е. Н. Патова, И. В. Новаковская, М. Д. Сивков, А. Б. Новаковский Влияние экологических факторов

	на формирование альгогруппировок горнотундровых почв (Приполярный Урал)	89
	<i>Т. Я. Ашихмина, Е. С. Соловьёва, И. Г. Широких</i> Реакция актиномицетов на ключевые факторы урбаногенного загрязнения почвы в модельном опыте	98
	<i>Б. Ю. Тетерюк</i> Редкие растительные сообщества древних озёр Европейского СевероВостока России	105
РЕГИОНАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ	<i>М. А. Сазыкина, Е. М. Новикова, З. С. Кхатаб, В. А. Чистяков, И. С. Сазыкин, Г. В. Омельченко</i> Токсичность почв городов Ростовской области	112
	<i>О. А. Гончарова, А. В. Кузьмин, Е. Ю. Полоскова</i> Динамика годичного радиального роста старовозрастных деревьев сосны обыкновенной на Кольском полуострове (пос. Умба)	118
СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ	<i>Н. К. Христофорова, О. В. Суриц, Е. О. Клинская</i> Дефицит фтора и заболеваемость населения Еврейской автономной области кариесом	123
	<i>В. Г. Зайнуллин, И. С. Боднарь</i> Экологически обусловленная заболеваемость детского населения Республики Коми	128
ХРОНИКА	Адаптационные реакции живых систем на стрессорные воздействия	134

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS of ECOLOGY	<i>V. Y. Okhapkina, A. A. Khanzhin</i> Ecological epidemiological significance of micromycetes of the genus <i>Fusarium</i>	5
MONITORING of ANTHROPOGENICALLY DAMAGED TERRITORIES	<i>V. V. Anufriev</i> Changes in structure of summer population of birds in Bolshezemelskaya tundra as a result of activity of oil recovery	15
CHEMISTRY of NATURAL ENVIRONMENT And OBJECTS	<i>N. V. Pakharkova, G. A. Sorokina, A. A. Shubin</i> Influence of air pollution on the winter dormancy of woody plants	20
	<i>A. M. Prokashev, M. M. Pakhomov, S. A. Pupysheva, E. A. Kolevatykh, V. G. Mokhnatkin, M. I. Parfenov</i> Substantive properties of covering loam of the Vyatka Prikamye	26
	<i>A. M. Prokashev, N. A. Ogarkova, M. M. Pakhomov, V. G. Mokhnatkin</i> Sod-calcareous soils with complex organoprofile of the Vyatka Prikamye	37
ECOTOXICOLOGY	<i>Yu. N. Nekrasova, A. S. Olkova, E. V. Dabakh</i> The effect of sodium fluoride on physico-chemical properties and integral soils toxicity in the model experiment	48
	<i>K. K. Styazhkin, I. V. Darmov, V. N. Bredikhin, I. P. Pogorel'sky, A. A. Leshchenko, A. G. Lazykin</i> Experimental Study of Immunotoxic Effects of <i>Pseudomonas fluorescens</i> EK-5-93 as an Organo-Phosphorus Toxic Compounds' Biodestructor	54

CONTENTS

	<i>N. J. Rusetskaya, V. I. Dyakova, V. N. Chupis, B. I. Drevko, N. V. Yemelyanova, V. A. Martianova, Y. V. Borodulin, V. B. Borodulin</i> Antitoxic Effect of Selenium-Organic Compounds on Poisoning White Rat Males With Lead Nitrate	59
	<i>N. V. Varaksina, T. Y. Ashikhmina, A. S. Olkova</i> Studies on the effect of aluminum compounds on test organisms in a model experiment	65
ECOLOGICAL RISK And ECOLOGICAL SAFETY	<i>Yu. V. Dudnikov, Kh. A. Azmetov</i> Ecological Safety of the Operating Underground Main Oil And Oil Product Pipelines	71
AGRICULTURAL ECOLOGY	<i>E. A. Karpova, A. A. Ermakov, Yu. S. Parubets</i> Interpret Problems of Experimental Modeling Results of Heavy Metals Pollution of Soil-Plant System	75
	<i>Kh. Sh. Zaburayeva</i> Geoecological basis of increasing efficiency of agricultural lands use (by the example of Cechen Republic)	79
ECOLOGY of POPULATIONS	<i>V. A. Ephremova, L. V. Kondakova, L. I. Domracheva, T. S. El'kina, Ye. M. Vechtomov</i> Specifics of soil «blooming» in technogenic zones of the city (by the example of Kirov City)	85
	<i>E. N. Patova, I. V. Novakovkaya, M. D. Sivkov, A. B. Novakovsky</i> Influence of ecological factors on algal communities development of mountain tundra soils (Subpolar Urals)	89
	<i>T. Ya. Ashikhmina, E. S. Soloveva, I. G. Shirokikh</i> Actinomycetes' reaction on the key factors of urbangeneous soil contamination in a model experiment	98
	<i>B. Yu. Teteryuk</i> Rare plant communities of the ancient lakes of the European North-East of Russia	105
ECOLOGY	<i>M. A. Sazykina, E. M. Novikova, Z. S. Khatab, V. A. Chistyakov, I.S. Sazykin, G.V. Omelchenko</i> Genotoxicity of Rostov region soils	112
	<i>O. A. Goncharova, A. V. Kuzmin, E. Yu. Poloskova</i> Dynamics of annual radial growth of old-growth pine trees on the Kola Peninsula (the village of Umba)	118
SOCIAL ECOLOGY	<i>N. K. Khristoforova, O. V. Surits, E. O. Klinskaya</i> Deficiency of fluoride and incidence of caries of the population in the Jewish Autonomous Region	123
	<i>V. G. Zainullin, I. S. Bodnar</i> Environmentally caused disease of children population of the Komi Republic	128
CHRONICLE	Living systems' adaptive response to stress	134

Эколого-эпидемиологическое значение микровицетов рода *Fusarium*

© 2012. В. Ю. Охупкина, д.м.н., профессор, А. А. Ханжин, аспирант,
Вятский государственный гуманитарный университет,
e-mail: verona2205@mail.ru

В статье представлена характеристика токсигенных микровицетов рода *Fusarium* и образуемых ими токсичных метаболитов, которые являются причиной острых и хронических интоксикаций (микотоксикозов). Описаны механизмы поражающего действия микотоксинов на организм человека. Приведены основные клинические формы микотоксикозов.

The article presents a characterization of toxigenic micromycetes of the genus *Fusarium* and their toxic metabolites formed, which cause acute and chronic intoxications (mycotoxicoses). The mechanism of action of mycotoxins, reflects on the human body. Shows the main clinical forms of mycotoxicosis.

Ключевые слова: микровицеты, фузариозы, токсигенность,
микотоксикозы, микотоксины, интоксикации

Keywords: micromycetes, fusarii, toxigenicity, mycotoxicoses,
mycotoxins, intoxications

В последние десятилетия проблема загрязнения продуктов растениеводства и животноводства микотоксинами (МТ), опасными для сельскохозяйственных животных и человека, стала одной из главных при оценке качества урожая. По данным экспертов ФАО ВОЗ [1], более 25% мирового сбора урожая продовольственных и кормовых культур контаминировано МТ, а обусловленные этим ежегодные экономические потери составляют порядка 20 млрд. долларов.

Возрастающее внимание учёных к данной проблеме во многом определяется тем, что МТ, включаясь в трофический цикл биосферы через растительную пищу и корм, попадая в организм человека и животных, являются причиной острых и хронических интоксикаций [2, 3].

В настоящее время известно свыше 400 видов микровицетов, поражающих сельскохозяйственные культуры, и более 200 образуемых ими МТ [4, 5]. Однако эпидемиологические данные указывают на наибольшую опасность для человека трихотеценовых микотоксинов (ТТМТ), продуцируемых микровицетом рода *Fusarium* [6]. Разные виды фузариозов способны синтезировать до 150 подобных соединений [7].

Продуцирующие ТТМТ фузариозные грибы повсеместно распространены в Европе, Азии, Северной и Южной Америке, Африке, Австралии [5, 8, 9]. В агроценозах всех зерносеющих стран мира, в том числе и России,

наиболее распространены следующие виды фузариозов: *F. graminearum*, *F. culmorum*, *F. sporotrichiella* (var. *sporotrichoides* и var. *poae*), *F. moniliforme*, *F. nivale*, *F. avenaceum*, *F. equiseti*, *F. oxysporum*, из которых преобладают первые пять [5, 7, 9]. Часто из одного образца зерна удается выделить представителей 10–15 разных видов фузариозов, однако для каждой определённой местности характерно доминирование только 1–4 видов [10, 11].

Эпифитотии фузариоза колоса регулярно отмечаются во всех зерносеющих странах с начала прошлого века примерно в одно и то же время. Однако если в первую половину XX века эпифитотии фузариоза происходили с частотой один раз в 14–18 лет, то уже во второй половине они участились от одного раза в 5–8 лет до одного раза в 3 года и даже ежегодных. Это свидетельствует о том, что фузариоз колоса приобрёл характер пандемии и при благоприятных погодных условиях эпифитотии развиваются всегда, нанося огромный экономический ущерб [12, 13]. Так, эпифитотия фузариоза злаковых культур в России в 1992–1993 гг. вывела из оборота более 20 млн. тонн пищевого зерна, загрязнённого фузариотоксинами выше предельно допустимых концентраций [14]. Масштабные экспорт и импорт зерна между странами способствуют быстрому распространению патогенных штаммов фузариозов по всем континентам [3, 4, 15].

Внедрение в сельском хозяйстве сортов растений интенсивного типа способствует на-

растанию в природе высокотоксигенных штаммов грибов, субстратом для которых они являются [16]. Высокопродуктивные сорта культурных растений поддерживают штаммы фузариев, интенсивность токсинообразования у которых в тысячи раз выше, чем у изолятов, выделенных с диких или низкопродуктивных сортов. Исследования последних лет в России показали, что в популяции основных возбудителей фузариозов растений среди штаммов, выделенных из колоса (метёлки, початка) и зерна, штаммы-суперпродуценты составляют около 70%, среднетоксичные – 17% и низкотоксичные – 13% [17].

Установлено, что фузарии становятся значительно токсичнее при переходе с дикорастущих сортов растений на культурные, с низкопродуктивных сортов на сорта интенсивного типа, при реизоляциях с одного интенсивного сорта на другой, а также при смене субстрата, например, при переходе с растений риса на кукурузу [18, 19]. Есть данные, что в комплексе видов фузариев, совместно поражающих колос, степень представительности вида коррелирует с потенциальной токсигенностью его штаммов [5, 15].

Высказывается предположение о важной роли естественного отбора в увеличении коли-

чества токсигенных штаммов фузариев. Токсические свойства являются адаптивным признаком, поскольку на пищевом субстрате всегда присутствуют и другие микроорганизмы, а все фузариотоксины обладают свойствами антибиотиков, активных против потенциальных конкурентов [20, 21].

Многочисленными исследованиями показано, что антропогенное загрязнение приводит не только к увеличению удельного веса фузариев в составе почвенной микробиоты, но и к преобладанию высокопатогенных для растений штаммов с выраженным признаком токсинообразования [22 – 24].

Токсинообразование является характерным видовым признаком, хотя близкие по химическому строению МТ могут вырабатываться разными по таксономическому положению видами [25]. Видоспецифический характер токсинообразования грибов даёт возможность с достаточной степенью вероятности прогнозировать присутствие того или иного МТ в растении в зависимости от видового состава патогенов в определённой агроэкологической зоне возделывания зерновых культур. Особенностью токсинообразования фузариев является многокомпонентность вторичных

Таблица 1

Способность грибов рода *Fusarium* к образованию основных токсинов

Вид	Продуцируемые токсины						
	Трихотеценовые				Прочие		
	ДОН	НИВ	Т-2	ДАС	ЗЕН	МОН	ФУМ
<i>F. graminearum</i>	++	+			++		
<i>F. culmorum</i>	++	+			++		
<i>F. cerealis</i>		++			+		
<i>F. sporotrichioides</i>			++	++	+		
<i>F. poae</i>		++	+	++			
<i>F. langsethiae</i>			++	++			
<i>F. avenaceum</i>						++	+?
<i>F. tricinctum</i>						++	+?
<i>F. acuminatum</i>						+	
<i>F. sambucinum</i>			+	++			
<i>F. equiseti</i>		+?	+?	++	++		+
<i>F. verticillioides</i>							++
<i>F. proliferatum</i>						+	++
<i>F. subglutinans</i>					+	++	
<i>F. semitectum</i>			+?	+?	+	+	
<i>F. oxysporum</i>						++	+
<i>F. redolens</i>							+
<i>F. solani</i>						+	
<i>F. heterosporum</i>					+?		

Примечание. Обозначения токсинов: ДОН – дезоксиниваленол, НИВ – ниваленол, Т-2 – Т-2-токсин, ДАС – диацетоксисцирпеннол, ЗЕН – зеараленон, МОН – монилицформин, ФУМ – фумонизины. Продукция токсинов: «+» – низкая, «++» – высокая, «+?» – несогласованность информации.

Сравнительная токсичность культур природных изолятов фузариев разных видов при скармливании белым мышам [33]

Изолят	Характер токсического действия	ЛД ₁₀₀ , г культуры на кг массы тела животного, X±I ₉₅
<i>F. sporotrichiella</i> var. <i>sporotrichoides</i> 2843	Острое	2,82±0,21
<i>F. sporotrichiella</i> var. <i>sporotrichoides</i> 5328	Острое	3,36±0,12
<i>F. sporotrichiella</i> var. <i>poae</i> 5253	Острое	5,72±0,56
<i>F. sporotrichiella</i> var. <i>sporotrichoides</i> 5131	Подострое	58,60±0,89
<i>F. sporotrichiella</i> var. <i>poae</i> 5424	Подострое	60,72±1,32
<i>F. avenaceum</i> 5136	Подострое	64,52±0,85
<i>F. graminearum</i> 2906	Подострое	77,40±0,79
<i>F. sambucinum</i> 5124	Подострое	80,65±0,82
<i>F. culmorum</i> 2845	Подострое	90,37±0,98
<i>F. gibbosum</i> 2840	Подострое	96,71±1,01
<i>F. moniliforme</i> 2908	Подострое	115,45±1,21

метаболитов, отличающихся разнообразием патологического действия на организм и обладающих разной степенью токсичности [26]. Особую значимость приобретает проблема суммарной токсичности всех метаболитов в связи с выявлением множественной токсигенности грибов, контаминирующих зерно [27].

Основные виды *Fusarium* и продуцируемые ими токсические метаболиты представлены в таблице 1 [28].

Широкой распространённостью и высокими токсигенными свойствами характеризуются микромицеты видов *F. culmorum*, *F. graminearum*, *F. sporotrichiella* var. *sporotrichoides* и var. *poae* [29 – 31]. Среди различных видов фузариев наиболее токсичный для теплокровных комплекс метаболитов образуют грибы вида *F. sporotrichiella* var. *sporotrichoides* и var. *poae* [32, 33]. Свыше 90% выделяемых природных штаммов этого вида продуцируют соединения, токсичные для теплокровных, что подтверждается результатами биопроб на млекопитающих (табл. 2), простейших и птицах [33].

В зависимости от преимущественной способности продуцировать те или иные МТ, в пределах вида принято выделять отдельные хемотипы грибов. Так, для *F. culmorum* и *F. graminearum* выделяют по два хемотипа, характеризующиеся продукцией либо дезоксиниваленола, либо ниваленола [34]. Хемотипы грибов в настоящее время легко идентифицируются молекулярно-биологическими методами [35, 36]. Установлены различия во встречаемости разных хемотипов фузариев по территории России [36].

Работами последних лет показано, что биосинтез фузариозных токсинов детерми-

нирован генетически [5, 20]. Гены, отвечающие за токсинообразование, локализованы в ядерной ДНК хромосом грибов: три определяют тип синтезируемых токсинов, два – уровень продукции, причём один из них является геном-регулятором, который может супрессировать или экспрессировать один или больше *tox*-генов [4, 20]. Активность генов строго однонаправлена, то есть все гены одновременно работают или выключены. В то же время регуляция биосинтеза фузариотоксинов, вероятно, осуществляется не только *tox*-генами. Биохимически синтез ТТМТ имеет общие пути с синтезом ряда других веществ. Обнаружена корреляция между синтезом ТТМТ и каротиноидов. Не исключается, что токсины фузариев могут играть роль запасных питательных веществ в определённые периоды жизни микромицетов, в связи с чем на их продукцию и деградацию могут влиять и другие факторы.

В целом можно выделить следующие основные факторы, определяющие синтез и интенсивность продукции фузариотоксинов микрогрибами, развивающимися на вегетирующих растениях.

Детерминированный генетически спектр и уровень потенциальной токсигенности штаммов фузариев [5, 20].

Генетическая устойчивость сортов растений к поражению фузариями, которая определяется биохимической невосприимчивостью вегетативных и генеративных органов растений к патогену и способностью к ферментативной деградации МТ.

Физиологические стрессы (высушивание, переувлажнение, перепады температур, поступление питательного субстрата, избыток

удобрений), испытываемые растениями в период созревания зерна.

Условия внешней среды, прежде всего температура и влажность воздуха. Если оптимальная температура для роста грибов составляет от 18 до 25 °С, то для токсинопродукции необходимы более низкие температуры – от 4 до 12 °С и влажность на уровне от 40 до 50%. Изменение параметров внешней среды может определять не только количество, но и тип продуцируемого МТ [37–39]. Большое опасение вызывает тот факт, что в последние годы во всех климатических зонах регистрируется появление и распространение в популяциях токсинообразующих грибов термотолерантных (способных интенсивно развиваться в широких пределах колебания температур) и ксерофильных (устойчивых к засухе) штаммов [17]. Возможно, этим объясняется тенденция к быстрому повышению степени поражения зерна злаковых и бобовых культур грибами в странах Северной, Центральной и Восточной Европы, в том числе и России.

Систематическое и неадекватное воздействие фунгицидов и протравителей семян приводит к стимуляции токсинообразования. Резистентные к пестицидам штаммы способны увеличивать токсинопродукцию в этих условиях в сотни раз [40, 41]. Имеются данные, что такие фунгициды, как тебуконазол и флюхинконазол, при применении в недостаточных концентрациях способны усиливать контаминацию зерна токсинами [41]. Другой фунгицид азоксистробин, используемый для профилактики роста неопасной плесени, одновременно способствует её замещению токсигенными грибами рода *Fusarium* [41].

Для большинства фузариев характерна сезонная циркадность синтеза МТ, которая формировалась и закреплялась наследственно на протяжении миллионов лет под влиянием циклически меняющихся условий окружающей среды и имеет свои особенности для каждого из штаммов грибов, выделенных в различных географических регионах [42, 43]. Большинство авторов отмечает, что в северном полушарии у фузариев максимальная скорость роста отмечается с середины весны до середины осени, а максимальный токсиногенез – с середины осени до середины весны [42, 44].

Опасность МТ усугубляется их высокой стабильностью и длительной персистенцией в окружающей среде. Токсины могут сохраняться в течение многих месяцев после гибели самого продуцента. По данным некоторых авторов [45], экстракты МТ, выделен-

ные из растительных субстратов, не разрушались при хранении в течение 30–32 лет. В отличие от бактериальных токсинов, МТ, являясь низкомолекулярными соединениями, характеризуются значительной устойчивостью к действию высоких температур и химических соединений, что обуславливает трудности их элиминации из контаминированных продуктов традиционными методами (обработка горячим паром, высушивание, ультрафиолетовое облучение, действие дезинфектантов) [46]. Температура разрушения МТ различна, колеблется от 80 до 320 °С, для наиболее опасных ТТМТ она составляет в среднем 131–223 °С. МТ обладают токсичными свойствами по отношению к микроорганизмам, применяемым в качестве биодеструкторов и дезактиваторов почв [28, 47].

По своей химической структуре ТТМТ являются в основном эфирами сесквитерпеновых спиртов (сесквитерпенами), обладающих гетероциклическим трихотеценовым скелетом и содержащих только углерод, водород и кислород [7, 48–50]. В зависимости от структуры трихотеценового ядра среди ТТМТ выделяют два основных типа: А и В. К токсинам типа А относятся Т-2 токсин, НТ-2 токсин, неосолапиол, диацетоксискирпенол, моноацетоксискирпенол, к токсинам типа В – дезоксиниваленол, ниваленол, их моноацетат- и диацетатпроизводные. В целом токсины типа А примерно в 10 раз токсичнее по сравнению с типом В [49].

ТТМТ поражают практически все виды сельскохозяйственных животных, у которых микотоксикозы чаще протекают скрыто [50]. Источником отравления являются комбикорма, фуражное зерно, зерноотходы, отруби, сено, солома, силос, поражённая трава пастбищ. Ухудшение условий хранения и снижение биологической полноценности зерна привели к тому, что его поверхностное заражение токсигенными грибами за последние два-три десятилетия возросло в 35–40 раз, а внутреннее – в 3–4 раза [52, 53]. В заражённом зерне грибы не прекращают токсинообразования даже при хранении в зернохранилищах. Так, через 4 месяца хранения в зерне может накопиться до 300 ПДК фузариотоксина зеараленона [45].

Попадая в организм животных с кормом хронически в небольших количествах, фузариотоксины кумулируются в мясе и молоке. Показано, что коровы переносят в молоко до 7% МТ в виде исходной формы и производных [54, 55].

Заболевания человека возникают при употреблении в пищу растительных и животных продуктов, заражённых различными видами микроскопических продуцентов токсинов. В отличие от микозов – заболеваний, связанных с прямой инвазией патогенных микроорганизмов, микотоксикозы человека и животных обусловлены действием только их метаболитов.

В зависимости от условий попадания токсинов в организм микотоксикозы могут быть острыми и хроническими. Острые отравления нередко протекают в виде вспышек. Хронические микотоксикозы представляют наибольшую опасность, так как стёртая неспецифическая клиническая картина зачастую не даёт возможности правильно диагностировать заболевание [51, 56 – 58]. Кроме того, при хронических микотоксикозах чаще отмечается тенденция к преимущественному поражению какого-либо органа или системы [59].

По тропности к определённым органам выделяют гепатотоксины, нефротоксины, нейротоксины, кардиотоксины, дермонекротические соединения, треморгены и т. п. [7, 60].

Действие МТ на клеточном уровне проявляется нарушением различных стадий биосинтеза белка и нуклеиновых кислот, повреждением структуры митохондрий, клеточных мембран, генетического аппарата клеток [61 – 64]. Основные фузариотоксины являются сильными мутагенами и канцерогенами, что определяет их высокую опасность при поступлении в организм даже в небольших количествах [63, 64].

Одним из основных проявлений микотоксикозов у человека является выраженная иммуносупрессия, характеризующаяся угнетением гуморального ответа на внешние патогены, дегенерацией лимфоидной ткани и тимуса [65 – 67]. Некоторые токсины способны угнетать костномозговое кроветворение, ещё более способствуя развитию иммунодефицита, нарушают свёртывающую систему крови [68, 69]. Прямое цитотоксическое действие их наглядно проявляется при попадании на кожу в виде отёка, кровоизлияний и даже некрозов [69].

Изучение фузариоза зерна хлебных злаков применительно к патологии человека насчитывает более чем вековую историю [70]. Эпифитотии фузариоза зерновых культур отмечались на Дальнем Востоке ещё в конце XIX века. Использование в пищу заражённого зерна приводило к интоксикации, первые симптомы которой напоминали алкогольное опьянение: резкое возбуждение, беспричинный смех, пение, шаткая походка, рвота, судороги, расстройства

зрения [71]. Заболевание, получившее название синдром «пьяного хлеба», «пьяного зерна», «опьяняющей ржи», впервые было описано в 1882 г. Н. А. Пальчевским [51, 72]. Имеются сообщения о вспышках подобных заболеваний в Италии, Германии, Швеции, Франции и Финляндии [71]. Отравление может протекать как в острой, так и в хронической формах. Тяжёлое течение острой формы интоксикации способно в течение 2–3 дней привести к летальному исходу.

На основании анализа клинических и эпидемиологических данных впоследствии было установлено, что причиной массовых отравлений стал дезоксиниваленол — метаболит грибов вида *F. graminearum*. Весьма характерным признаком являлось специфичное для данного гриба карминно-красное окрашивание поражённого зерна и приготовленной из него муки.

Болезнь Кашина–Бека («уровская болезнь», деформирующий эндемический остеоартроз) впервые была описана И. М. Юренским в 1849 г., однако подробное клиническое описание её было дано отечественными врачами Н. И. Кашиным и Е. В. Беком в 1906 г. [73]. Термин «уровская болезнь» происходит от названия реки Уров — притока Аргуни, входящей в бассейн Амура, где в середине XIX века среди местного населения было обнаружено значительное число случаев этого заболевания. Данная патология встречается в основном в Забайкалье, Читинской и Амурской областях, Китае и Корее, изредка в странах Европы [73]. Эндемичная зона охватывает большую территорию, на которой проживает свыше 30 млн человек. Заболевание характеризуется системным дегенеративным поражением костной и хрящевой ткани, вызванным нарушением обмена веществ. Наиболее интенсивно болезнь протекает в детском и подростковом возрасте в период активного роста, у взрослых обычно наблюдается её исход — деформирующий остеоартроз.

Алиментарно-микотическая теория связывает возникновение болезни Кашина–Бека с хронической интоксикацией организма продуктами жизнедеятельности *F. sporotrichiella* вследствие употребления в пищу поражённых им злаков [74]. Важное значение в патогенезе заболевания также принадлежит дисбалансу эссенциальных микроэлементов в воде и почве эндемичных регионов.

По сообщению информационного агентства Xinhua, одна из последних вспышек болезни Кашина–Бека была зарегистрирована в 2008 г. среди населения Тибетско-Цинхай-

ской автономной префектуры Аба провинции Сычуань Китая. Число поражённых достигло 40 тыс. человек.

Ещё в 1913 г. в Сибири неоднократно наблюдались вспышки пищевых интоксикаций неясной этиологии. Заболевание сопровождалось головной болью, лихорадкой, ознобом, болями в мышцах и суставах, тошнотой, рвотой, затем на слизистых оболочках пищеварительного тракта и кожи образовывались кровоточащие некротические язвы. Смертность в некоторых случаях достигала 60% [51, 75].

Крупные вспышки подобных отравлений отмечались в период с 1932-го по 1945 г. среди сельского населения Центральных регионов России и Южного Урала [72, 76, 77]. Заболевание получило название «септическая анги́на» или «алиментарная токсическая алейкия», так как основными симптомами были некротическое поражение слизистой ротовой полости и глотки и выраженная лейкопения [77]. Интоксикация развивалась после употребления в пищу продуктов, приготовленных из перезимовавшего под снегом зерна [77]. Особенно велика заболеваемость была в 1941–1944 гг. Вспышки отравлений привели к гибели тысяч людей и животных.

Детальное изучение заболевания в 1942–1944 гг. позволило установить, что его развитие было связано с поступлением в организм метаболитов грибов вида *F. sporotrichiella* [72, 76, 78]. Однако выделить и определить токсический компонент, образуемый данным грибом (Т-2 токсин), удалось японцам только в 1968 г. [79].

В следующие годы в Башкирии, в Алтайском крае и Оренбургской области неоднократно были зафиксированы случаи массовой гибели людей, обусловленной употреблением в пищу продуктов из перезимовавшего в поле зерна (просо, пшеница, ячмень), которое было поражено грибом вида *F. sporotrichiella* [72].

С 1980 г. в Японии периодически отмечались вспышки заболевания, которое получило название «акабаби-токсико́за», «болезни красной плесени» [80, 81]. Оно протекало по типу пищевой интоксикации и сопровождалось смертностью до 36,8%. Причиной отравления являлось употребление в пищу зерна и зернопродуктов, поражённых грибами *F. nivale* и *F. graminearum*, и контаминированных ТТМТ – ниваленолом, дезоксиниваленолом и их моноацетат- и диацетатпроизводными. Чаще всего вспышки возникали в годы, характеризующиеся продолжительными осадками во время жатвы.

С поражением зерновых культур фузариозами и накоплением в них дезоксиниваленола и зеараленона связаны заболевания, вспыхнувшие в 1990-е годы в США, Китае, Японии и Австралии [45]. В 1994 г. в Индии (штат Кашмир) была описана эпидемия алиментарного микотоксикоза. Симптомы включали в себя боли в желудке, понос, рвоту, кровь в стуле пациента, раздражение в горле, аллергические реакции на коже. Заболевание возникло от использования в пищу пшеницы и риса, содержащих высокие дозы фузариотоксинов [45].

В эти же годы на Балканах развилась эпидемия заболевания, основным симптомом которого было поражение почек, проявляющееся уменьшением их размеров и развитием внутритканевого фиброза [45]. Болезнь получила название «эндемическая балканская нефропатия» и была вызвана потреблением пищи, содержащей МТ.

С хронической интоксикацией МТ связывают многочисленные случаи рождения на Алтае детей с «желтухой неясного генеза», сопровождающейся поражением нервной системы, почек и других жизненно важных органов [82]. В некоторых районах Алтайского края каждый третий новорождённый страдает подобной патологией. Проведённые в лаборатории микологии и фитопатологии ВИЗР анализы образцов алтайского зерна показали, что более 40% из них заражено грибами видов *F. poae* и *F. sporotrichioides* — продуцентами Т-2 токсина. Алтайский край, где существует высокая скрытая заражённость растений такими высокотоксигенными микромицетами, как *F. sporotrichioides*, *F. avenaceum*, *F. poae*, *F. equiseti*, *F. moniliforme*, может быть отнесён в группу фузариоопасных микотоксикологических регионов России.

ТТМТ обладают выраженным тератогенным и канцерогенным действием. Длительное воздействие на организм людей приводит к возрастанию перинатальной смертности эмбрионов, появлению врождённых уродств. В настоящее время показано, что среди населения регионов с высоким уровнем загрязнения зерновых культур МТ (Южная Африка, прикаспийская зона Ирана, север Китая) гораздо выше уровень отдельных разновидностей доброкачественных и злокачественных новообразований [83 – 85].

Первоначально считалось, что фузариозы являются только факультативными паразитами растений. Однако обнаружены некоторые виды, которые при попадании в ослабленный организм человека могут вызвать

определённые патологические изменения, следовательно, они относятся к условно-патогенным грибам [86]. Необходимо также учитывать широкие адаптационные возможности микромицетов-патогенов, позволяющие приспосабливаться к новым условиям существования в инфицированном макроорганизме, а также широкий диапазон естественной и индуцированной мутационной изменчивости. При этом особое значение приобретают *ts*-мутации, при которых гриб, ранее относившийся к сапротрофам, неспособным выживать при температуре выше 30–34 °С, становится мутантом, развивающимся *in vivo* при температуре 37 °С и даже выше [87].

Многими экспериментальными работами доказана способность даже клинических изолятов фузариев продуцировать МТ [цит. по: 45]. Так, показано, что изолированные от пациентов с грибным кератитом или различными формами рака штаммы *F. moniliforme* продуцировали фумонизин В1; выделенные из соскоба роговицы пациента с кератитом штаммы *F. oxysporum* и *F. solani* продуцировали ниваленол, дезоксиниваленол, Т-2 токсин; гемокультуры штаммов *F. moniliforme* и *F. proliferatum* продуцировали фумонизины В1, В2, В3.

В 70–80-е годы XX века ТТМТ приобрели «дурную» славу как потенциальный компонент биологического оружия, применявшийся в Юго-Восточной Азии, Афганистане и известный как «жёлтые дожди», что стало темой ряда публикаций и объектом различного рода расследований [88, 89]. В настоящее время определённые виды ТТМТ биологического происхождения относят к оружию массового поражения [90]. Так, например, Т-2 токсин более чем в 400 раз превышает по токсичности иприт [91].

Таким образом, последние десятилетия были отмечены общим ухудшением микотоксикологической ситуации в мире. Грибные заболевания зерновых культур стали всё чаще приобретать характер обширных и затяжных эпифитотий. Неоднократно отмечались массовые отравления людей фузариозным зерном. В странах Африки и Юго-Восточной Азии были выявлены новые очаги онкологических заболеваний микогенной этиологии. Кроме того, прогнозы распространения микогенных заболеваний усугубляются возрастающим уровнем антропогенных воздействий на состояние биосферозов и смещением экологического равновесия.

Вышеизложенное позволяет заключить, что исследования по изучению биологии, экологии, физиологии, биохимических и биосинте-

тических свойств токсигенных грибов, химической природы образуемых метаболитов, механизмов патологического действия токсинов на организм человека и животных имеют огромное значение для разработки и эффективного проведения мероприятий по предупреждению, диагностике и терапии микотоксикозов.

Литература

1. Evaluation of certain mycotoxins in food // Fifty-sixth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO, Technical Report, Series 906. World Health Organisation, Geneva, 2002. 74 p.
2. Монастырский О.А. Состояние и проблемы исследования опасных для теплокровных токсинов // Защита растений. 1993. № 3. С. 26–29.
3. Монастырский О.А. Скрытая токсичность – причина хронических токсикозов растений и животных // Вестник РАСХН. 1995. № 6. С. 26–29.
4. Монастырский О.А. Мониторинг токсинообразующих грибов зерновых злаков // Агрохимия. 2001. № 8. С. 79–87.
5. Монастырский О.А. Токсинообразующие грибы, паразитирующие на зерне // Агро XXI. 2001. № 11. С. 6–7.
6. Билай В.И., Пидопличко Н.М. Токсинообразующие микроскопические грибы и вызываемые ими заболевания человека и животных. Киев: Наукова думка, 1970. 289 с.
7. Joffe A.Z. *Fusarium species*. Their biology and toxicology. N.-York. 1984. 587 p.
8. Монастырский О.А. Токсины фитопатогенных грибов // Защита растений. 1996. № 6. С. 12–14.
9. Платонова Ю.В., Сурин Н.А. География грибов рода *Fusarium* (литературный обзор) // Фундаментальные исследования. 2004. № 4 С. 95–97.
10. Левитин М.М., Иващенко В.Г., Шипилова Н.П., Гагкаева Т.Ю. О видовом и внутривидовом разнообразии грибов рода *Fusarium* на зерновых культурах // Современные проблемы микологии, альгологии и фитопатологии. М.: Издательство МГУ, 1998. С. 64–66.
11. Левитин М.М. Фузариоз колоса зерновых культур // Защита и карантин растений. 2002. № 1. С. 16–17.
12. Монастырский О.А. Биотерроризм должен быть остановлен // Защита и карантин растений. 2005. № 8. С. 12–15.
13. Папазян Т. Микотоксины: экономический риск и контроль. Часть 1. // Животноводство России. 2002. № 7. С. 16–18.
14. Папазян Т. Микотоксины: экономический риск и контроль. Часть 2. // Животноводство России. 2002. № 8. С. 20–23.
15. Монастырский О.А. Сельскохозяйственные аспекты исследования фитопатогенных токсинообразующих грибов // Агро XXI. 1998. № 10. С. 18–19.

16. Львова Л.С., Орлова Н.Ю., Быстрякова З.К. и др. Распространение токсигенных грибов и микотоксинов в зерне разных культур // Прикладная биохимия и микробиология. 1993. Т. 29. Вып. 1. С. 70–79.
17. Грибы начали охоту на людей // Деловая пресса. Новые технологии. № 11 (84) от 21.03.2001.
18. Монастырский О.А. Увеличение биоразнообразия вредных организмов как следствие внедрения сортов интенсивного типа // Сельскохозяйственная биология. 1998. № 3. С. 25–31.
19. Монастырский О.А., Евтушенко Л.А., Кузнецова Е.В. и др. Токсикообразование видов и штаммов фузариий, поражающих колос пшеницы. Сообщение 2. Влияние сорта и уровня токсичности штаммов фузариий на накопление фузариотоксинов в зерне пшеницы и риза // Агрехимия. 1997. № 2. С. 76–80.
20. Монастырский О.А. Факторы эволюции высокотоксигенных грибов рода *Fusarium* в агроценозе // Сельскохозяйственная биология. 1998. № 1. С. 28–34.
21. Монастырский О.А. Развитие и токсигенность плесневых и сопутствующих грибов при совместном поражении зерна злаковых культур // Доклады РАСХН. 2002. № 2. С. 24–26.
22. Домрачева Л.И., Варакина А.И. Изменение структуры альго-микологических комплексов под влиянием свинца // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты: Материалы Всероссийской научной школы. Выпуск 3. Киров. 2005. С. 69–72.
23. Широких А.А., Широких И.Г., Устюжанин И.А., Колупаев А.В. Микроскопические грибы в городских почвах, загрязнённых тяжёлыми металлами // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 4. С. 39–44.
24. Хабибуллина Ф.М., Ибатуллина И.З. Трансформация сообщества микромицетов в торфяно-глеевых почвах Крайнего Севера при нефтяном загрязнении // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 76–86.
25. Билай В.И. Фузариоз. Киев: Наукова думка, 1977. 432 с.
26. Тутельян В.А., Кравченко Л.В. Новые данные о метаболизме и механизме действия микотоксинов // Вестн. АМН СССР. 1981. № 1. С. 88.
27. Кононенко Г.П. Соболева Н.А., Леонов А.Н. Бутенолид 5-ацетамидо-2(5н)-фуранон в составе токсинов, образуемых *Fusarium graminearum schw* на зерне // Прикладная биохимия и микробиология. 1994. Т. 30. Вып. 4–5. С. 597–602.
28. Гагкаева Т.Ю., Гаврилова О.П., Левитин М.М., Новожилов К.В. Фузариоз зерновых культур // Защита и карантин растений. Приложение к журналу. 2011. № 5. С. 69.
29. Маббетт Т. Микотоксиновая угроза // Feeding times. 1999. № 4. С. 4–5.
30. Вогралик П. М. Токсинообразующие грибы рода *Fusarium* spp. // Медицина и образование в Сибири: электронный журнал. 2009. № 3. http://ngmu.ru/cosom/article/text_full.php?id=280
31. Монастырский О.А., Евтушенко Л.А., Кузнецова Е.В. и др. Сообщение 1. Токсигенность видов и штаммов фузариий, выделенных из колосьев и зерна фузариозной пшеницы // Агрехимия. 1997. № 1. С. 73–75.
32. Губин И.Е. Биологические особенности гриба *Fusarium sporotrichiella* var. *sporotrichioides* и их значение в профилактике фузариотоксикоза: Автореф. дис. ... канд. вет. наук. Рязань. 1970. 24 с.
33. Квашнина Е.С. Токсико-биологические свойства грибов рода *Fusarium* и вызываемые ими микотоксикозы животных и человека: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М. 1972. 26 с.
34. Jennings P., Coates M.E., Walsh K. et al. Determination of deoxynivalenol- and nivalenol-producing chemotypes of *Fusarium graminearum* isolates from wheat crops in England and Wales // Plant Pathol. 2004. V. 53. № 5. P. 643–652.
35. Монастырский О.А., Рубан Д.Н., Гакарская О.Н. Геномная дактилоскопия штаммов грибов рода фузариум, различающихся по токсигенности // Генетика. 1990. Т. 26. № 2. С. 374–377.
36. Yli-Mattila T., Gagkaeva T. Molecular chemotyping of *Fusarium graminearum*, *F. culmorum*, and *F. cerealis* isolates from Finland and Russia // Molecular identification of fungi. Springer Berlin Heidelberg. 2010. P. 159–177.
37. Леонов А.Н., Кононенко Г.П., Соболева Н.А. и др. Изучение токсигенеза *Fusarium graminearum schw* при пониженной температуре культивирования // Микология и фитопатология. 1994. Т. 28. Вып. 1. С. 60–63.
38. Болтянская Э.В., Кроякова Е.А. Влияние температуры на накопление культурой *Fusarium sporotrichiella* токсина Т-2 в пшенице // Микология и фитопатология. 1998. Т. 22. № 2. С. 123–128.
39. Рухляда В.В. Влияние факторов внешней среды на биосинтез Т-2 токсина грибом *Fusarium sporotrichiella* Bilai // Микология и фитопатология. 1989. Т. 23. № 2. С. 151–156.
40. Чкаников Д.И., Соколова Г.Д., Девяткина Г.А. и др. Влияние некоторых фунгицидов на токсикообразование в культуре *Fusarium graminearum schw* при глубинном культивировании // Агрехимия. 1996. № 12. С. 68–73.
41. Монастырский О.А. Влияние фунгицидов на образование токсинов штаммами видов *Fusarium* при заражении зерна пшеницы // Доклады Россельхозакадемии. 1995. № 2. С. 21.
42. Монастырский О.А., Свирелис Л.В. Циркадные ритмы токсикообразования грибов рода фузариум // Агрехимия. 2004. № 8. С. 18–23.
43. Дудченко Л.Г. Биохимические проявления биоритмов // Украинский ботанический журнал. 1978. Т. 35. № 6. С. 585–591.
44. Дьяков Ю.Т. Жизненные стратегии фитопатогенных грибов и их эволюция // Микология и фитопатология. 1992. Т. 26. № 4. С. 309–319.
45. Левитин М.М. Микотоксины фитопатогенных грибов и микотоксикозы человека // Успехи медицин-

- ской микологии. Национальная академия микологии. М. 2003. Т. 1. С. 148–150.
46. Rasooly L., Pestka J.J. Food Chemical Toxicologies. 1994. V. 32. P. 329–336.
47. Perlini A. *Fusarium* in nemico che nasce in campo // *Informatore zootecnico*. 1982. V. 29. № 3. P. 39–43.
48. Lacey J. Trichothecenes and Other Mycotoxins. J. Willey & Sons, Chichester-New York, 1985. 307 p.
49. Артюх В.П., Гойстер О.С., Хмельницкий Г.О., Стародуб М.Ф. Трихотеценовые микотоксины: природа, биотрансформация, биологические эффекты // *Современные проблемы токсикологии*. 2002. № 4. С. 19–26.
50. Смирнов В.В., Зайченко А.М., Рубежнюк И.Г. Микотоксины: фундаментальные и прикладные аспекты // *Современные проблемы токсикологии*. 2000. № 1. С. 47–68.
51. Тутельян В.А., Кравченко Л.В. Микотоксины (медицинские и биологические аспекты). М.: Медицина, 1985. 320 с.
52. Монастырский О.А. Современные проблемы биологической полноценности и безопасности товарного зерна в России // *Продовольственный рынок России*. М. 2000. С. 281–283
53. Корочкин О.Л., Монастырский О.А. Фитосанитарное состояние фуражного зерна и зерновых кормов // *Агро XXI*. 2001. № 5. С. 14–15.
54. Mirocha C.J., Pathre S.V., Robison T.S. Comparative metsm of zearalenone and aboli transmission into bovine milk // *Food Cosmet. Toxicol*. 1981. V.19. P. 25–30.
55. Маргынова Е.А., Иванченко О.Б. Биологические эффекты фумонизинов и контаминация ими зернопродуктов. Казань. 2004. 116 с.
56. Рубинштейн Ю.И. Микотоксикозы человека и сельскохозяйственных животных. Киев: Издательство АН УССР, 1960. 180 с.
57. Елинов Н.П. Токсигенные грибы в патологии человека // *Проблемы медицинской микологии*. 2002. Т. 4. № 4. С. 3–7.
58. Trichothecenes: chemical, biological and toxicological aspects / Ed. by Y. Ueno. Amsterdam: Elsevier, 1983. 288 p.
59. Mycotoxins: Risks in Plant, Animal, and Human Systems // Task Force Report. Council for Agricultural Science and Technology Ames, Iowa, USA. 2003. № 139. 217 p.
60. Busby W.F. Jr., Wogan G.N. Trichothecenes. In: Shank R.C., ed. *Mycotoxins and N-Nitroso Compounds: Environmental Risks*. Boca Raton, Fla: CRC Press, 1981. V. 2. P. 29–41.
61. McLaughlin C.S., Vaughan M.H., Campbell I.M. et al. Inhibition of protein synthesis by trichothecenes // Rodericks J.V., Hesseltine C.W., Mehlman M.A., eds. *Mycotoxins in human and animal health*. Park Forest South, Ill: Pathotox Publishers, 1977. P. 263–275.
62. Cundliffe E., Cannon M., Davies J. Mechanism of inhibition of eukaryotic protein synthesis by trichothecene fungal toxins // *Proc. natl. acad. sei USA*. 1974. V. 11. P. 30–34.
63. Umeda M., Tsutsui T., Saito M. Mutagenicity and inducibility of DNA single-strand breaks and chromosome aberrations by various mycotoxins // *Gann*. 1977. V. 68. P. 619–625.
64. Auffray Y., Boutibonnes P. Evaluation of the genotoxic activity of some mycotoxins using *Escherichia coli* in the SOS spot test // *Mutat. Res*. 1986. V. 171. P. 79–82.
65. Obara T, Masuda E., Takemoto T., Tatsuno T. Immunosuppressive effect of a trichothecene mycotoxin, fusarenon-X, FSN. // Kurata H., Ueno Y., eds. *Toxigenic Fungi. Their Toxins and Health Hazard (Developments in Food Science 7)*. Amsterdam: Elsevier, 1984. P. 301–311.
66. Mekhancha-Dahel C., Lafarge-Frayssinet C., Frayssinet C. Immunosuppressive effects of four trichothecene mycotoxins // *Food Addit. Contam*. 1990. V. 7. P. 394–396.
67. Левицкая А.Б. Токсикологическая характеристика острого и подострого Т-2 микотоксикозов у мышей // *Вопросы питания*. 1985. № 3. С. 59–62.
68. Левицкая А.Б. Биохимические, гематологические и иммунологические критерии оценки хронического Т-2 микотоксикоза у мышей // *Вопросы питания*. 1985. № 4. С. 60–64.
69. Wannemacher R.W. Jr., Bunner D.L., Neufeld H.A. Toxicity of trichothecenes and other related mycotoxins in laboratory animals. In: Smith J.E., Henderson R.S., eds. *Mycotoxins and Aimal Foods*. Boca Raton, Fla: CRC Press, 1991. P. 499-552.
70. Воронин М.С. О пьяном хлебе в Южно-Уссурийском крае // *Труды 8-го съезда русских естествоиспытателей и врачей*. Спб. 1892. С. 13–21.
71. Пальчевский Н.А. Болезни культурных злаков Южно-Уссурийского края. С.Пб. 1891. 43 с.
72. Саркисов А.Х. Микотоксикозы. М.: Изд-во ГИСХЛ, 1954. 216 с.
73. Тихонов В.А. Болезнь Кашина - Бека (Уровская болезнь). Иркутск, 1976. 286 с.
74. Сергиевский Ф. П. Уровская Кашина – Бека болезнь. Чита. 1948. 167 с.
75. Рубинштейн Ю.И., Лясс С.А. Об этиологии алиментарно-токсической алейкии // *Гигиена и санитария*. 1948. Т. 7. Вып. 33. С. 17–28.
76. Саркисов А.Х. К вопросу об этиологии так называемой «септической ангины» // *Тез. докл. на респ. Совещ. по алиментарно-токсической алейкии*. М. 1945. С. 167.
77. Саркисов А.Х., Квашнина Е.С. Новые токсико-биологические свойства *Fusarium sporotrichioides* // *Докл. АН СССР*. 1948. XIII. № 1. С. 77–79.
78. Билай В.И. Виды *Fusarium* на зернах хлебных злаков и их токсикологические свойства // *Микробиология*. 1947. Т. 16. Вып. 1. С. 11–17.
79. Ueno Y. Toxicological features of T-2 toxins and related trichothecenes fungam // *Fundam. Appl. Toxicol*. 1984. № 4. P. 124–132.

80. Yoshizawa T. Red-mold diseases and natural occurrence in Japan // Ueno Y., ed. *Trichothecenes, Chemical, Biological and Toxicological Aspects*. Tokyo: Kodansha, 1983. P. 195–200.
81. Tanaka T., Hasegawa A., Matsuki Y., Ueno Y. A survey of the occurrence of nivalenol, deoxynivalenol and zearalenone in foodstuffs and health foods in Japan // *Food Addit. Contam.* 1985. V. 2. P. 259–265.
82. Максимова Т. Не храните злаки в «злачных» местах // *Комсомольская правда*. 1995. 22 сентября.
83. Luo Y., Yoshizawa T., Katayama T Comparative study on the natural occurrence of *Fusarium* mycotoxins (trichothecenes and zearalenone) in corn and wheat from high- and low-risk areas for human esophageal cancer in China // *Appl. environ. Microbiol.* 1990. V. 56. P. 3723–3726.
84. Marasas w'E.O., Jaskiewicz K., Venter E.S., van Schalkwk D.J. *Fusarium moniliforme* contamination of maize in oesophageal cancer areas in Transkei // *S. Afr med. J.* 1988. V. 74. P. 110–114.
85. Schoental R. Relationships of *Fusarium* toxins to tumours and other disorders in livestock // *J. Vet. Pharmacol. Therap.* 1981. V. 4. № 1. P. 1–6.
86. Саттон Д., Фотергилл М., Ринальди М. Определитель патогенных и условно патогенных грибов. М.: Мир, 2001. 486 с.
87. Pestova L.A., Bogomolova T.S., Klimko N.N. et al. Successful treatment of *Aureobasidium pullulans fungemia* in a child with neuroblastoma // *Trends in Invasive Fungal Infections. Abstr. of Conference. Czech Republic.* 2001. P. 35.
88. Rosen R.T., Rosen J.D. Presence of four *Fusarium* mycotoxins and synthetic material in «yellow rain»: Evidence for the use of chemical weapons in Laos // *Biomed Mass. Spectrom.* 1982. V. 9. № 10. P. 443–450.
89. Mirocha C.J., Pawlosky R.A., Chatterjee K. et al. Analysis for *Fusarium* toxins in various samples implicated in biological warfare in Southeast Asia // *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 1983. V. 66. № 6. P. 1485–1499.
90. Madsen J.M. Toxins as weapons of mass destruction. A comparison and contrast with biological-warfare and chemical-warfare agents // *Clin. Lab. Med.* 2001. V. 21. № 3. P. 593–605.
91. Bhatti A.R. Toxicology data on T-2 toxin // Report of focus officers meeting on mycotoxin toxicity. Suffield, Alta, Canada: Defense Research Establishment at Suffield, 1985.

**Изменения в структуре летнего населения птиц
Большеземельской тундры в результате
осуществления деятельности по добыче нефти**

© 2012. В. В. Ануфриев, к.б.н., с.н.с.,

Институт экологических проблем Севера Уральского отделения РАН,
e-mail: vvanufriev@yandex.ru

Определены экологически пластичные виды птиц в ландшафтах Большеземельской тундры, подвергшейся техногенной трансформации. Рассматриваются качественные изменения в структуре летнего населения птиц Большеземельской тундры в результате воздействий предприятий по добыче нефти. Обсуждаются вопросы степени устойчивости естественных сообществ птиц разных подзон тундры к техногенной трансформации ландшафтов.

The article is about ecologically flexible bird species in habitats with technogenic transformation. Qualitative changes in structure of summer population of birds of Bolshezemelskaya tundra as a result of activity of oil recovery are considered. Questions of resistance of birds natural communities of different tundra vegetation zonal types to landscapes technogenic transformation are discussed.

Ключевые слова: население птиц, техногенная трансформация ландшафтов

Keywords: birds population, technogenic transformation of landscapes

Введение

Нарушение естественных условий обитания птиц в Большеземельской тундре связано с проведением нефтеразведочных работ, промышленной добычей и транспортом нефти. Наиболее распространёнными последствиями указанных видов техногенной деятельности являются изменение, разрушение и уничтожение коренных растительных сообществ, формирование антропогенных группировок и фитоценозов, утрата в пределах нарушенной территории зональных черт флоры и растительности [1] и как следствие – изменение структуры коренных сообществ птиц. В научных работах показано, что разные виды птиц реагируют на один и тот же уровень антропогенного воздействия не одинаково [2]. В ландшафтах, подвергающихся антропогенному воздействию, вместо типичных коренных видов появляются и постепенно занимают ключевые позиции птицы с широкой нормой реакции на происходящие изменения [3]. Интенсивная антропогенная трансформация ландшафтов имеет своим следствием ещё и процессы тривиализации фауны, т. е. обычные и широкораспространённые виды с присущей им экологической пластичностью приходят на смену аборигенным птицам, исчезающим по причине ценотической и трофической специализации, консервативности черт поведения [4]. Под экологически пластичными видами

или эврибионтами понимают способность организмов выдерживать колебания экологического фактора в широких пределах. К экологически пластичным видам птиц мы относим и те виды, которые могут успешно приспосабливаться к обитанию в ландшафтах, подвергшихся техногенной трансформации.

Цель настоящей работы – сравнительный анализ обилия разных видов птиц в естественных и техногенных ландшафтах Большеземельской тундры.

Материал и методы исследований

Учёты птиц выполнены в 1995–2008 гг. в Большеземельской тундре в районах эксплуатируемых нефтяных месторождений (НМ). На пеших маршрутах использован метод учёта птиц без фиксированной ширины полосы учёта с последующим раздельным пересчётом по средне групповым дальностям обнаружения [5]. Птенцы при учёте во внимание не принимались.

На основании данных многолетнего мониторинга орнитофауны в районах НМ (Ардалинского, Мядсейского, Тобойского, Медынского, Варандейского, Торавейского, Южно-Хыльчюуского, Южно-Шапкинского, Восточно-Воргомусюрского и др.) определены виды птиц, тяготеющие или экологически пластичные к ландшафтам, подвергшимся техногенным трансформациям. Основным критерием

для отнесения птиц к этой группе было то обстоятельство, что плотность населения таких видов в трансформированных ландшафтах, как правило, была выше, чем на территориях их ненарушенных естественных аналогов.

Для выявления различий в населении орнитофауны в зонах влияний НМ и на территориях их ненарушенных ландшафтных аналогов проанализированы данные учёта птиц в районах восьми НМ, выполненные в июле 2007 г. Три месторождения (Мядсейское, Тобойское, Медыньское) располагались в подзоне северных (типичных) тундр [6], два (Торавейское и Южно-Хыльчужское) – в мелкоерниковых кустарниковых тундрах, два (Ардалиньское и Восточно-Колвинское) – крупноерниковых кустарниковых тундрах и одно – в лесотундре (Восточно-Воргамусюрское). Плотность населения птиц (особей на 1 км²) на участках исследований рассчитана как средняя по всем типам местообитаний с учётом протяжённости маршрутов в каждом типе. К зоне влияний НМ отнесена территория, окружённая с двух или более сторон техногенными объектами, на которой доля участков естественной растительности составляла не менее 90%, а также полосы шириной 1 км от внешних границ месторождения. К зоне влияний линейных сооружений (трубопроводы, дороги, линии электропередачи) отнесена полоса шириной 1 км с каждой стороны от сооружения. Ландшафтные аналоги зон влияний НМ находились на расстоянии более 10 км от них и не имели признаков техногенных нарушений. В исследованиях приняли участие пять орнитологов (Ануфриев В. В., Институт экологических проблем Севера Уральского отделения Российской академии наук; Глазов П. М., Институт географии Российской академии наук; Скуматов Д. Н., Всероссийский научно-исследовательский институт охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б. М. Житкова; Чемисов С. В., Поморский государственный университет; Яковлев В. К., Министерство природных ресурсов Республики Карелия). Переброска групп орнитологов между участками работ осуществлялась на вертолете Ми-8. Общая протяжённость пеших учётов составила 500 км, в т. ч. в северных тундрах – 200 км, мелкоерниковых – 100, крупноерниковых – 100 и лесотундре – 100 км.

Дополнительно проведён сравнительный анализ изменений в населении птиц, произошедших в результате воздействий разных видов нефтедобывающей деятельности (строительство и буровые работы, эксплуатация не-

фтедобывающих комплексов, эксплуатация линейных транспортных сооружений) и категорий объектов нефтедобычи (режимные объекты с контролируемым выходом персонала в тундру и объекты, на которых выход персонала в тундру не контролируется).

Результаты и их обсуждение

Список птиц, тяготеющих или экологически пластичных к ландшафтам, подвергшимся техногенным трансформациям, представлен в таблице 1.

Из этих птиц к синантропам можно отнести только белую трясогузку и серую ворону, частичным синантропам – жёлтоголовую трясогузку, варакушку, обыкновенную каменку, пуночку и рябинника. Другие виды из списка привлекает в трансформированные местообитания то обстоятельство, что здесь они находят местообитания, которые свойственны им в естественных ландшафтах. К примеру, в трансформированных ландшафтах галстучник обитает на участках обнажённого грунта, песчаных отсыпках производственных площадок и дорог, грязовик – на колежных хозяйственных дорогах, используемых летом, где имеются участки почвы, перемешанной гусеницами транспорта.

Для выявления доли синантропных видов обычно используется индекс синантропизации [7] с дополнениями [8]:

$$W_s = L_s / L_o \times 100\%,$$

где L_s – число синантропных видов, L_o – общее количество видов.

Индекс синантропизации не отражает сути изменений, происходящих в структуре населения орнитофауны в результате техногенной трансформации тундровых ландшафтов, т. к. число синантропных видов (в нашем случае экологически пластичных к техногенным трансформациям ландшафтов) и общее количество видов остаётся практически постоянными, но изменяются соотношения этих групп видов по плотности населения (табл. 2). Для отражения этих процессов автором предложен индекс тривиализации:

$$W_t = P_t / P_o \times 100\%,$$

где P_t – плотность населения (особей на единицу площади) экологически пластичных видов, P_o – общая плотность населения всех видов.

Индекс тривиализации орнитофауны в ненарушенных естественных местообитаниях

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Таблица 1

Список птиц, экологически пластичных к техногенным трансформациям ландшафтов в Большеземельской тундре

Вид	Основные типы местообитаний	Распространение по подзонам тундры			
		северные тундры	мелко-ерниковые тундры	крупно-ерниковые тундры	лесотундра
Свиязь <i>Anas penelope</i>	Некрупные водоёмы	–	+	++	++
Галстучник <i>Charadrius hiaticula</i>	Песчаные выдувы	++	++	++	+
Грязовик <i>Limicola falcinellus</i>	Болота с кочками	–	–	++	++
Сизая чайка <i>Larus canus</i>	Водоёмы с топкими берегами	–	–	++	++
Белая трясогузка <i>Motacilla alba</i>	Постройки, берега водоёмов	++	++	++	++
Жёлтоголовая трясогузка <i>Motacilla citreola</i>	Заболоченные кустарники	+	+	+	+
Варакушка <i>Luscinia svecica</i>	Опушки кустарников	–	+	+	++
Обыкновенная каменка <i>Oenanthe oenanthe</i>	Разнообразные открытые пространства	+	+	+	+
Пуночка <i>Plectrophenax nivalis</i>	Завалы камней, постройки	+	–	–	–
Рябинник <i>Turdus pilaris</i>	Опушки кустарников, постройки	–	+	++	++
Серая ворона <i>Corvus cornix</i>	Островные леса, постройки	–	+	++	++

Примечание: «–» – вид отсутствует, «+» – редок, «++» – обычен.

Таблица 2

Структура населения птиц в зонах влияний НМ и на территориях их ненарушенных ландшафтных аналогов (число видов – над чертой, плотность населения (особей на 1 км²) – под чертой)

Подзоны тундры	Зона влияний НМ			Ненарушенные ландшафтные аналоги		
	экологически пластичные виды	все виды	индекс тривиализации (доля, %)	экологически пластичные виды	все виды	индекс тривиализации (доля, %)
Северные тундры	<u>2</u> 19,6	<u>21</u> 110,8	17,7 (9,5)*	<u>1</u> 1,4	<u>24</u> 192,4	0,7 (4,2)
Южные мелко-ерниковые тундры	<u>5</u> 42,1	<u>34</u> 149,4	28,2 (14,7)	<u>4</u> 10,1	<u>30</u> 170,4	5,9 (13,3)
Южные крупно-ерниковые тундры	<u>4</u> 37,5	<u>30</u> 155,4	24,1 (13,3)	<u>4</u> 28,2	<u>39</u> 162,9	17,3 (10,3)
Лесотундра	<u>6</u> 104,1	<u>18</u> 148,3	70,2 (33,3)	<u>5</u> 43,3	<u>31</u> 136,1	31,8 (16,1)

Примечание: * – в скобках, для сравнения, приведены значения индекса синантропизации [8].

птиц увеличивается от севера к югу тундровой зоны. Это закономерно, т. к. от севера к югу тундровой зоны увеличивается обилие широко распространённых видов, отличающихся экологической пластичностью. Увеличение доли синантропных и экологически пластичных видов птиц в зонах влияний нефтяных месторождений в сравнении с территориями их ненарушенных ландшафтных аналогов проявляется наиболее заметно в северных и мелкоерниковых тундрах соответственно в 25 и 4,8 раза. В южных крупноерниковых тундрах и лесотундре это соотношение составляет соответственно 1,4 и 2,2 раза. Такие изменения индекса тривиализации орнитофауны в трансформированных местообитаниях по сравнению с естественными ненарушенными в разных подзонах тундры можно объяснить как географическим фактором, так и адаптационными возможностями разных экологических групп птиц. Для крупноерниковых тундр, в сравнении с другими подзонами тундры, характерно большее разнообразие ландшафтов, растительности [9] и птиц, поэтому в этой подзоне тундры сообщества птиц больше адаптированы к изменениям их местообитаний, в т. ч. техногенным. В естественных местообитаниях орнитофауны лесотундры велика доля (около 32%) экологически пластичных видов птиц, имеющих полизональное распространение. Поэтому сообщества птиц в лесотундре, так же как и в южных крупноерниковых тундрах, значительно адаптированы к изменениям их местообитаний. Адаптация птиц к существованию в северных и мелкоерниковых кустарниковых тундрах шла по пути специализации к среде обитания высоких широт, что и обусловило в северных частях тундровой зоны малую долю экологически пластичных видов в сообществах пернатых. Значительную долю населения орнитофауны здесь составляют виды арктического типа фауны, южная граница ареала которых ограничена полосой крупноерниковых кустарниковых тундр. Следовательно, устойчивость коренных сообществ птиц к воздействиям техногенной деятельности снижается в ряду: крупноерниковые кустарниковые тундры – лесотундра – мелкоерниковые кустарниковые тундры – северные тундры.

Индекс тривиализации орнитофауны в зонах влияний разных видов нефтедобывающей деятельности составил:

- строительство и буровые работы – 86,6%,
- эксплуатация нефтедобывающих комплексов – 24,1%,

– эксплуатация линейных транспортных сооружений – 60,1%.

При проведении строительных и буровых работ в южных крупноерниковых тундрах нарушения среды обитания животных достигают максимальных размеров и сопровождаются полным уничтожением растительного покрова на территории производственной площадки. Среда обитания в зонах влияний строительных и буровых работ остаётся пригодной только для небольшого количества синантропных и экологически пластичных видов, таких как галстучник, сизая чайка, белая трясогузка, варакушка и серая ворона. Поэтому индекс тривиализации орнитофауны наиболее высок (86,6%) в зоне влияний строительных и буровых работ. В то же время этот вид деятельности по характеру воздействий на птиц является локальным и короткопериодным.

При обустройстве нефтедобывающего комплекса проводятся работы по рекультивации нарушенных территорий. Среда обитания птиц здесь при длительной эксплуатации месторождения восстанавливается и естественным путём. При безаварийной эксплуатации месторождения воздействия на птиц носят локальный характер. Эти факторы способствуют восстановлению коренных сообществ птиц и незначительной доли в них синантропных и экологически пластичных видов (индекс тривиализации орнитофауны – 24,1%).

Известно, что линейные сооружения служат своего рода «экологическими коридорами» для проникновения в тундру видов птиц из более южных широт [2]. В настоящее время линейные сооружения (нефтепроводы, дороги, линии электропередачи) в Большеземельской тундре протянулись на тысячи километров и стали причиной масштабной техногенной трансформации среды обитания птиц, следствием которой явилось значительное увеличение доли синантропных и экологически пластичных видов в сообществах птиц в зонах влияний этих объектов (индекс тривиализации орнитофауны – 60,1%).

В северных тундрах индекс тривиализации орнитофауны в зоне влияния режимных объектов с контролируемым выходом персонала в тундру составил – 17,7%, а в зоне влияния объектов, на которых выход персонала в тундру не контролируется, – 2,9%.

Объекты, на которых выход персонала в тундру контролируется, – это крупные комплексы, включающие газогенераторные и насосные станции, нефтяные терминалы. Например, средняя площадь центрального пункта

сбора нефти составляет около 0,3 км². Объекты, на которых выход персонала в тундру не контролируется, – это временные базы, кусты скважин, средняя площадь которых составляет 0,03 км². В первом случае техногенные изменения среды обитания птиц сравнительно велики, во втором – незначительны.

Таким образом, индекс тривиализации орнитофауны отражает масштабы и степень техногенной трансформации среды обитания птиц и не зависит от факторов беспокойства со стороны человека.

Литература

1. Лавриненко И.А., Лавриненко О.В., Кулюгина Е.Е. Формирование вторичных растительных сообществ на площадках газоразведочных скважин в Большеземельской тундре // Сибирский экологический журнал. 1998. № 3–4. С. 275–284.
2. Юдкин В.А., Вартапетов Л.Г., Козин В.Г. Изменения населения наземных позвоночных при освоении нефтяных и газовых месторождений на севере Западной Сибири // Сибирский экологический журнал. 1996. № 6. С. 573–583.
3. Мельников Ю.И. Видовое разнообразие птиц: динамика структуры населения в коренных и измененных лесных ландшафтах Прибайкалья // Актуальные вопросы природоохранной политики в Байкальском регионе. Иркутск: ОАО ИМВК «Сибэкспоцентр», 2001. С. 68–70.
4. Сазонов С.В. Орнитофауна тайги Восточной Финляндии: Исторические и зонально-ландшафтные факторы формирования. М.: Наука, 2004. 368 с.
5. Равкин Ю.С. К методике учёта птиц в лесных ландшафтах // Природа очагов клещевого энцефалита на Алтае. Новосибирск: Наука, 1967. С. 66–75.
6. Растительность Европейской части СССР. Л.: Наука, 1980. 429 с.
7. Jędrzycki W. Synantropijne rownonogi ladowe (Isopoda, Oniscoidea) Polski. *Fragm. Faun.* 1979. 25. P. 95–106.
8. Клаусницер Б. Экология городской фауны. М.: Мир, 1990. 248 с.
9. Ребристая О.В. Флора востока Большеземельской тундры. Л.: Наука, 1977. 184 с.

Влияние загрязнения воздушной среды на зимний покой древесных растений

© 2012. Н. В. Пахарькова, к.б.н., доцент,
Г. А. Сорокина, к.б.н., доцент, А. А. Шубин, к.х.н., доцент,
Сибирский федеральный университет,
e-mail: nina.pakharkova@yandex.ru, sorokina_gas@mail.ru

Для оценки глубины зимнего покоя был использован метод регистрации кривых термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции хлорофилл-содержащих клеток хвои и феллодермы. В целом стрессовое воздействие загрязнения как для хвойных, так и покрытосеменных растений приводит к тому, что они имеют меньшую глубину покоя, а также более ранние сроки выхода из этого состояния. Эта реакция, по-видимому, является универсальной для древесных растений.

To estimate the depth of winter dormancy we used the method of recording the curves of thermally induced changes of the zero level of fluorescence for the chlorophyll-containing cells of needles and phelloderm. In general, the stress effect of pollution, both for conifers and angiosperms leads them to having a smaller depth of winter dormancy, as well as the earlier exit from this state. This reaction appears to be universal for woody plants.

Ключевые слова: зимний покой растений, загрязнение воздуха, флуоресценция

Keywords: winter dormancy of plants, air pollution, fluorescence

Общепризнанно, что масштабность загрязнения воздуха в городах значительно влияет на жизнедеятельность всех компонентов урбоэкосистем, включая многолетние растения. Рассматривая устойчивость растений к техногенному загрязнению как новому в эколого-эволюционном плане фактору, следует признать, что в арсенале защитных средств, обеспечивающих устойчивость растений, отсутствуют специализированные адаптации, обеспечивающие их успешное произрастание в этих условиях [1]. Так как эволюция растительности совершалась в условиях достаточно чистого атмосферного воздуха, современные виды растений, в том числе и древесные, не обладают специфической приспособленностью к действию токсичных газов, которые могут приводить к существенным изменениям адаптивных реакций к различным стрессорам, в том числе низким и отрицательным температурам [2, 3].

У растений умеренных и северных широт для сохранения жизнеспособности особое значение имеет переход в состояние покоя в период пониженных температур. Если растение не прошло периода покоя, в последующем темпы роста его снижаются, ухудшается плодоношение. После периода покоя рост растений усиливается [4]. При морозе, и особенно с ветром, растения, не завершившие переход в состояние покоя, продолжают терять воду, но компенсировать эти потери не могут, если почва

замёрзла. Следовательно, в зимних условиях для растения существует значительная опасность погибнуть в результате иссушения [5].

Способность погружаться в состояние покоя выработалась у растений в ходе эволюции как важное приспособление к периодическому наступлению неблагоприятных внешних условий, защите от обезвоживания (апексы побегов прекращают активный рост, покрываются чешуями, образуя зимние покоящиеся почки). Выделяют две фазы покоя – глубокий, или органический, и вынужденный. Глубокий покой – необходимая фаза развития растений, сменяющая период вегетации, наступает в результате гормональной перестройки в ходе осенней фотопериодической реакции. В состоянии глубокого покоя у растений резко заторможен обмен веществ и прекращается видимый рост. В состоянии вынужденного покоя растения находятся во второй половине зимы, когда выход из состояния покоя зависит от температурного режима.

Поскольку механизмы такой сложной адаптивной реакции, как зимний покой, сформировались в процессе эволюции в течение длительного периода времени у разных групп растений, целью данной работы являлось изучение особенностей воздействия техногенного загрязнения воздушной среды на хлорофилл-содержащие ткани голосеменных и покрытосеменных растений.

Объекты и методы

В качестве объектов исследований использовались побеги отдельно стоящих деревьев сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.), лиственницы сибирской (*Larix sibirica* Ledeb.), тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.) в возрасте 30–40 лет. Все измерения проводились для хвои голосеменных и феллодермы покрытосеменных древесных растений, побеги были взяты из средней части кроны.

Исследования проводились в 2009–2010 гг. на территории г. Красноярска и его окрестностей. В качестве контроля была взята пробная площадь (ПП1), находящаяся на окраине города Красноярска с западной (навстремленной) стороны, в отсутствие техногенного загрязнения. Опытная пробная площадь (ПП2) расположена в индустриальном районе города Красноярска и подвергается загрязнению воздушной среды как со стороны промышленных предприятий, так и автомобильного транспорта.

При изучении перехода деревьев в состояние покоя и выхода из него хорошо зарекомендовал себя метод регистрации кривых термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции (ТИНУФ).

Теоретической основой метода является изменение агрегированности составляющих фотосинтетического аппарата, что проявляется в качественном изменении кривых ТИНУФ (рис. 1). В период активного метаболизма на графике регистрируется два пика – низкотемпературный, связанный с активностью хлорофилл-белкового комплекса фото-

системы 2, и высокотемпературный, обусловленный «разгоранием» хлорофилл-белкового комплекса фотосистемы 1 при инактивации её реакционных центров (рис. 1 А). При переходе в состояние зимнего покоя наблюдается качественное изменение формы кривой, проявляющееся в отсутствии низкотемпературного максимума, что приводит к снижению отношения низко- и высокотемпературного максимумов (R_2) флуоресценции (рис. 1 Б). Следует отметить, что «зимний» тип термограмм у изученных хлорофилл-содержащих тканей, по-видимому, наиболее универсален из известных в настоящее время критериев криорезистентного состояния хлоропластов [6].

В качестве показателя состояния растений и глубины покоя [7] использовали отношение интенсивностей флуоресценции, соответствующих низкотемпературному и высокотемпературному максимумам кривой ТИНУФ (R_2), а также наглядный вид кривых ТИНУФ.

$$R_2 = \Phi_{л_{нт}} / \Phi_{л_{вт}}$$

где $\Phi_{л_{вт}}$ – интенсивность флуоресценции при высокотемпературном максимуме, $\Phi_{л_{нт}}$ – интенсивность флуоресценции при низкотемпературном максимуме.

Регистрацию термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции хлорофилла проводили в диапазоне от 20 до 80 °С при скорости нагрева 8 градусов в минуту на флуориметре «Фотон-11», разработанном в СФУ (ранее КрасГУ) под руководством профессора Ю. С. Григорьева. Для оценки глубины зимнего покоя побеги деревьев выводили из состояния покоя в лабораторных условиях,

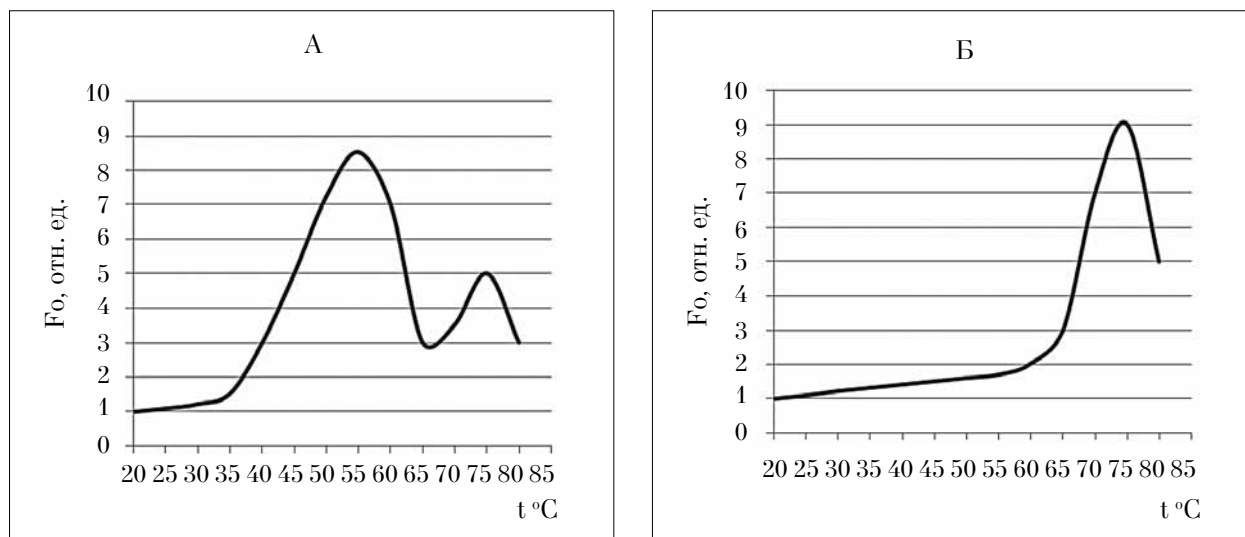


Рис. 1. Кривые термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции (А – в период активной вегетации, Б – в состоянии зимнего покоя)

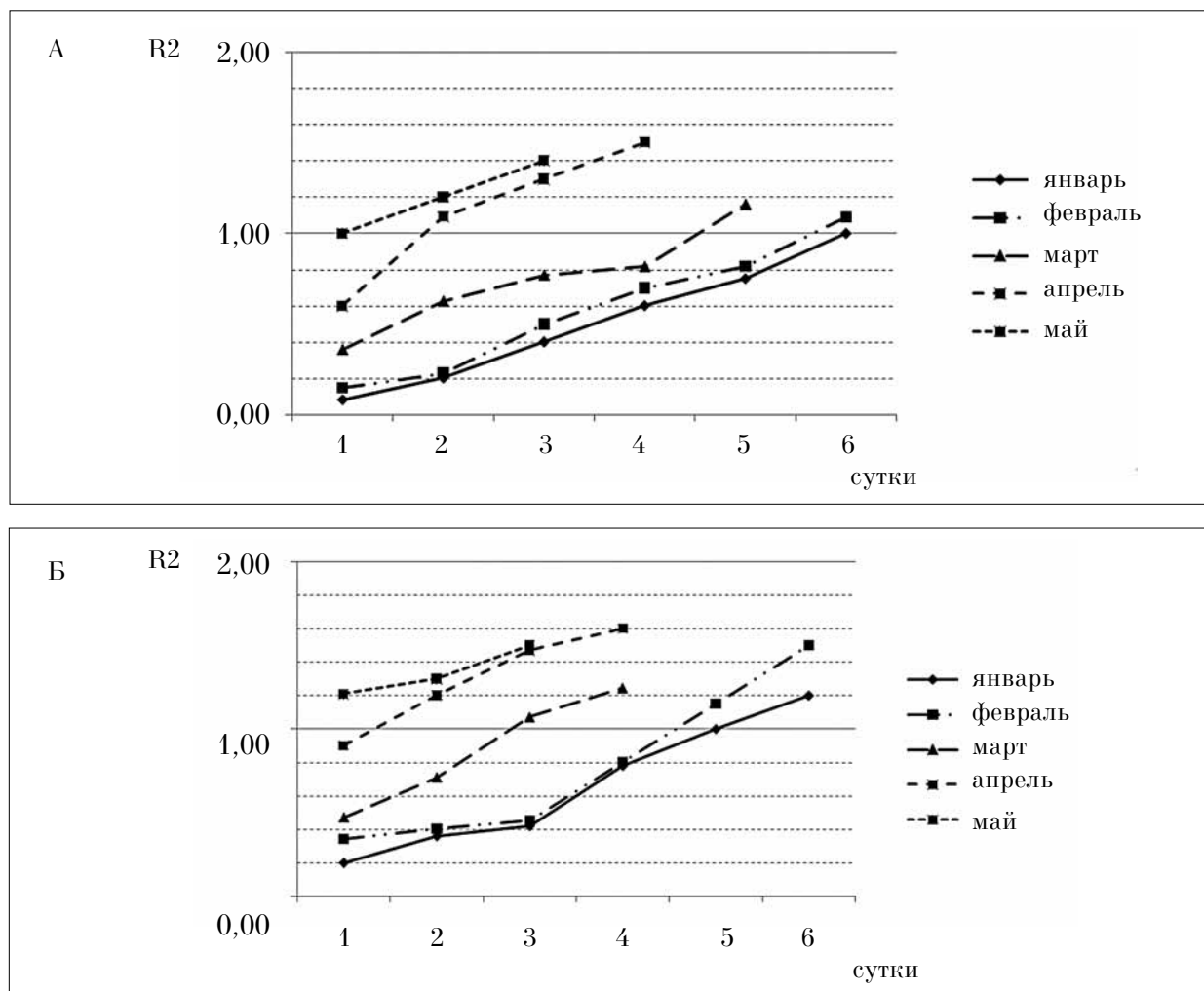


Рис. 2. Динамика коэффициента R_2 термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции хвои двухлетнего возраста деревьев, произрастающих на ПШ1, при выведении побегов из состояния зимнего покоя в лабораторных условиях в январе–мае 2010 г. (А – сосна обыкновенная, Б – ель сибирская)

при комнатной температуре и круглосуточном освещении лампами дневного света. Для активно фотосинтезирующей хвои коэффициент R_2 становится больше единицы.

Элементный полуколичественный анализ хвои выполняли методом рентгенофлуоресцентной спектроскопии на спектрометре с волновой дисперсией ARL Advant`X (лаборатория рентгеноспектральных методов анализа ЦКП СФУ). Количественное содержание элементов в образцах оценивали на основании метода фундаментальных параметров с использованием программного обеспечения UniQuant-5. Для анализа высушенную и измельченную хвою прессовали в таблетки. В качестве связующего материала использовали борную кислоту, которую добавляли к образцу в контролируемом соотношении. При расчёте данная методика позволяет учесть элементы третьего периода и далее в процентном соотношении.

Результаты и их обсуждение

Проведённые исследования показали, что для разных видов хвойных в течение зимнего периода характерна различная глубина покоя. Как следует из данных, представленных на рисунке 2, глубина покоя у изученных видов уменьшается с января по май по мере перехода к активной вегетации. В целом сосна обыкновенная имеет большую глубину покоя по сравнению с елью сибирской. В январе–феврале побеги сосны выходят из состояния покоя на шестые сутки, тогда как побеги ели – на пятые, в остальные месяцы эта тенденция сохраняется. Естественный выход из покоя в природных условиях у ели также происходит раньше – в начале апреля, тогда как у сосны – в начале мая.

В дальнейшем проводилось сравнительное изучение параметров ТИНУФ для растений, произрастающих на пробных площадях

Таблица 1

Относительное содержание элементов в хвое

Элемент	Содержание элементов в хвое, %			
	ель сибирская		сосна обыкновенная	
	ПП1	ПП2	ПП1	ПП2
K	25,54±0,22	22,90±0,21	27,44±0,22	22,71±0,21
Ca	46,34±0,25	53,31±0,25	43,60±0,25	35,79±0,24
P	7,29±0,13	4,43±0,10	6,88±0,13	7,13±0,13
Si	3,20±0,09	5,98±0,12	1,79±0,07	10,10±0,15
Mg	2,43±0,08	3,06±0,09	4,49±0,10	3,24±0,09
S	4,43±0,10	2,94±0,08	5,71±0,12	5,64±0,11
Cl	0,78±0,04	1,17±0,05	1,11±0,05	1,91±0,07
Al	1,27±0,06	1,79±0,07	3,32±0,90	4,16±0,10
Fe	1,03±0,05	1,95±0,07	1,64±0,06	5,05±0,11
F	1,36±1,24	1,39±1,22	н/о	0,61±1,83
Mn	2,10±0,07	0,11±0,02	0,99±0,05	0,20±0,03
Zn	1,15±0,05	0,29±0,03	0,37±0,05	0,19±0,05
Sr	0,29±0,09	0,99±0,05	0,08±0,08	0,25±0,08

Примечание: н/о – не определялось.

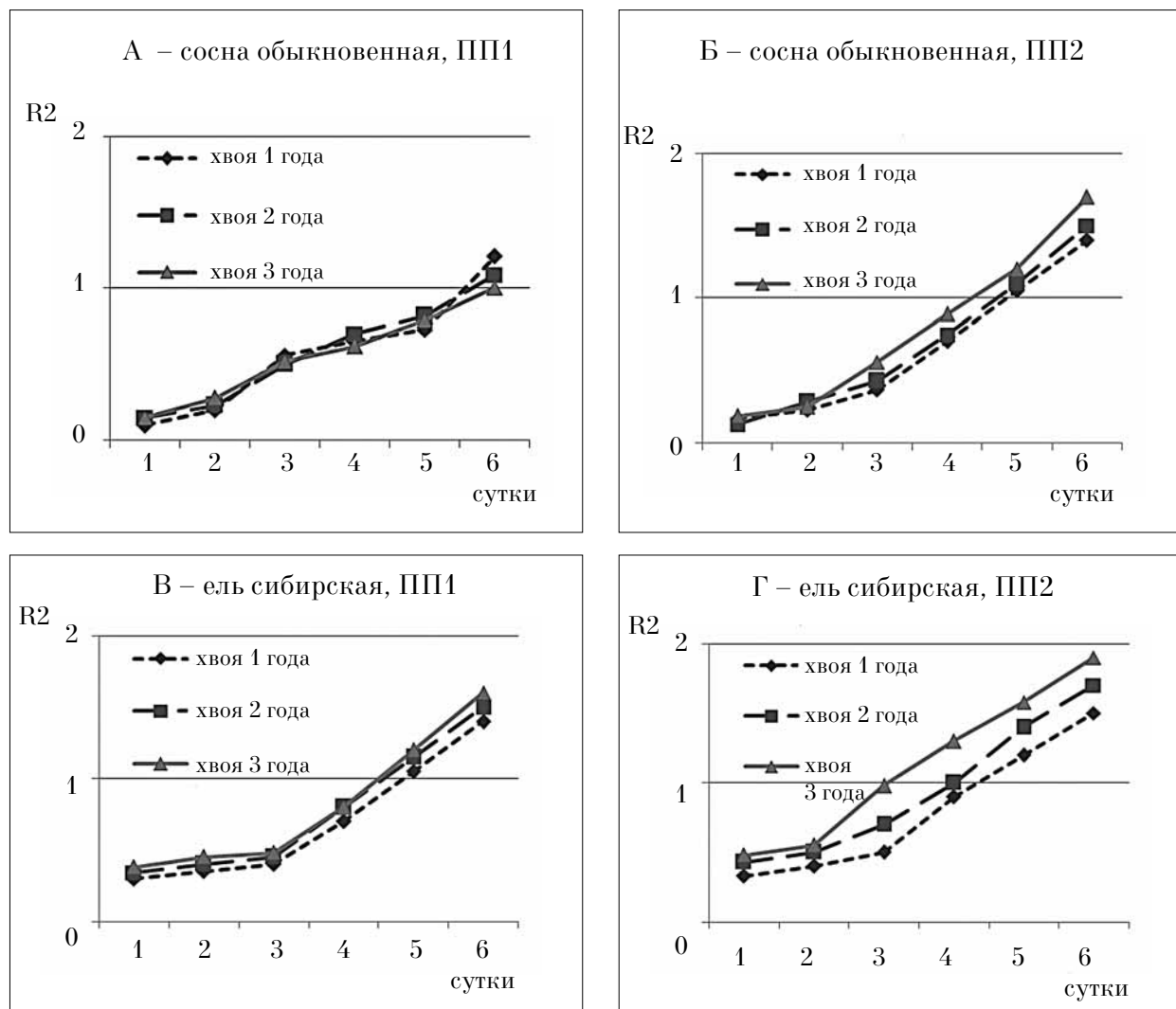


Рис. 3. Динамика коэффициента R_2 термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции хвои разного возраста при выведении побегов из состояния зимнего покоя в лабораторных условиях в феврале 2010 г.

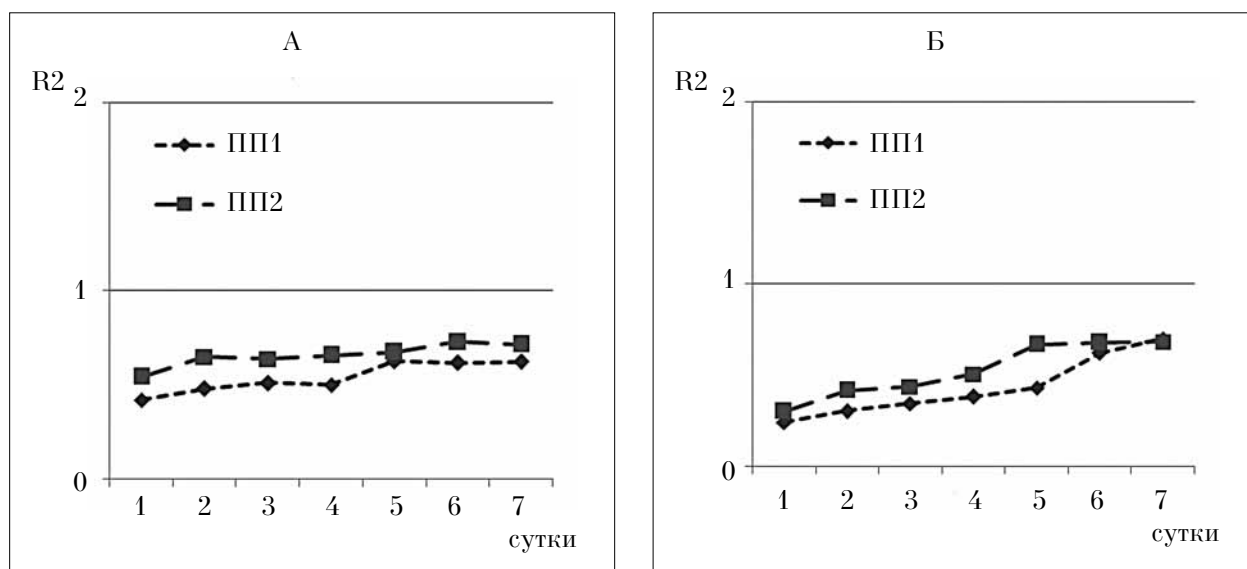


Рис. 4. Динамика коэффициента R_2 термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции феллодермы при выведении побегов лиственницы сибирской (А) и тополя бальзамического (Б), произрастающих в районах с различным уровнем загрязнения, из состояния зимнего покоя в лабораторных условиях в феврале 2010 г.

с разным уровнем загрязнения. Для оценки уровня атмосферного загрязнения был проведён элементный полуколичественный анализ хвои (табл. 1.)

Рассматривая результаты анализа, следует отметить повышение содержания на ПП2 по сравнению с ПП1 таких элементов, как Si, Al, Cl, F, Fe, Sr, что свидетельствует о значительном загрязнении среды выбросами промышленных предприятий и автотранспорта. Одновременно можно наблюдать снижение содержания K, P, S, Mg, Mn и других биогенных элементов. При этом характер накопления различных элементов отличается для сосны и ели.

При сравнении динамики ТИНУФ хвои ели сибирской и сосны обыкновенной с ПП1 и ПП2 (рис. 3) выявлено, что загрязнение воздушной среды приводит к уменьшению глубины зимнего покоя. При этом если на ПП2 у сосны обыкновенной значения коэффициента R_2 для хвои разных возрастов различаются незначительно, то у ели сибирской глубина покоя с увеличением возраста хвои уменьшается более существенно. Это может быть связано с особенностями прикрепления хвои – сосна легче сбрасывает поражённую токсикантами хвою, тогда как у ели частично некротизированная хвоя остаётся на побеге [8].

Поскольку у сосны значительная часть токсикантов аккумулируется в отдельных хвойных иудаляется в процессе дефолиации, оставшаяся хвоя фотосинтезирует достаточно активно. Вероятно, такая экологическая пла-

стичность сосны может быть связана с особенностями прикрепления хвои к побегу, что способствует большей устойчивости сосны обыкновенной к загрязнению воздушной среды по сравнению с елью сибирской.

Проведённые исследования ТИНУФ феллодермы лиственницы сибирской и тополя бальзамического (рис. 4) показывают, что растения, произрастающие в районах с более высоким уровнем атмосферного загрязнения, так же как, ель сибирская и сосна обыкновенная, раньше выходят из состояния покоя и характеризуются более высокими значениями R_2 , что в соответствии с теоретическими положениями свидетельствует о их более высокой фотосинтетической активности.

При выведении растений из состояния покоя в лабораторных условиях для хвойных были зарегистрированы более высокие значения флуоресцентного параметра R_2 , по сравнению с покрытосеменными. В целом стрессовое воздействие загрязнения как для хвойных, так и покрытосеменных растений приводит к тому, что они имеют меньшую глубину покоя, а также более ранние сроки выхода из этого состояния. Таким образом, подобная реакция, по-видимому, является универсальной для древесных растений.

Заключение

Проведённые исследования показали, что техногенное загрязнение воздуха влияет на динамику термоиндуцированных изменений

нулевого уровня флуоресценции хлорофилл-содержащих тканей (хвои и феллодермы) сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.), лиственницы сибирской (*Larix sibirica* Ledeb.), тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.), являющейся показателем состояния покоя. В загрязнённых районах деревья раньше выходят из состояния покоя, что влечёт за собой большую вероятность повреждения растений весенними заморозками. По-видимому, сокращение сроков и глубины покоя является универсальной реакцией древесных растений на увеличение техногенного загрязнения.

Литература

1. Усманов И.Ю., Рахманкулова З.Ф., Кулагин А.Ю. Экологическая физиология растений М.: Логос, 2001. 224 с.
2. Григорьев Ю.С., Пахарькова Н.В. Влияние техногенного загрязнения воздушной среды на состояние зимнего покоя сосны обыкновенной // Экология. 2001. № 6. С. 471–473.
3. Пахарькова Н.В., Калякина О.П., Шубин А.А., Григорьев Ю.С. Флуоресцентная диагностика зимнего покоя хвойных в урбоэкосистемах с различным уровнем загрязнения воздушной среды // Журнал Сибирского федерального университета. Химия. 2009. № 4. С. 359–367.
4. Якушкина Н.И. Физиология растений: учеб. пособие для студентов биол. спец. вузов. М.: Просвещение, 1993. 335 с.
5. Уоринг Ф., Филлипе И. Рост растений и дифференцировка. М.: Мир, 1984. 512 с.
6. Гаевский Н.А., Сорокина Г.А., Гольд В.М., Миролюбовская И.В. Сезонные изменения фотосинтетического аппарата древесных и кустарниковых растений // Физиология растений. 1991. Т. 38. Вып. 4. С. 685–691.
7. Гаевский Н.А., Сорокина Г.А., Гехман А.В., Фомин С.А., Гольд В.М. Способ определения степени глубины покоя древесных растений: Авторское свидетельство №1358843 от 15.08.87.
8. Пахарькова Н.В., Калякина О.П., Шубин А.А., Григорьев Ю.С., Пахарьков С.В., Сорокина Г.А. Различия в акклимационных стратегиях сосны обыкновенной и ели сибирской на загрязнение воздушной среды // Хвойные бореальной зоны. 2010. № 3. С. 231–236.

Субстантивные свойства покровных суглинков Вятского Прикамья

© 2012. А. М. Прокашев¹, д.с.-х.н., зав. кафедрой,
М. М. Пахомов¹, д.г.н., профессор, Г. П. Дудин², д.б.н., профессор,
С. А. Пупышева¹, к.г.н., доцент, Е. А. Колеватых¹, к.г.н.,
В. Г. Мохнаткин², д.т.н., ректор, М. И. Парфенов³, н.с.,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

³Институт мерзлотоведения им. П. И. Мельникова Сибирского отделения РАН,
e-mail: kaf_geo@vshu.kirov.ru, parfyonov@gmail.com

Изучены покровные суглинисто-глинистые отложения внеледниковой и палеоледниковой территорий бассейна рек Вятки, Камы и Лузы. Представлены данные о гранулометрическом, минералогическом, валовом макро- и микроэлементном составе, спорово-пыльцевых спектрах покровных бескарбонатных и карбонатных суглинков, принадлежащих к элювиальной и делювиальной группам отложений, подстилаемых коренными пермскими породами во внеледниковой области, либо ледниковыми и водно-ледниковыми отложениями – в палеоледниковой области. Выявлены региональные особенности вещественного состава этих проблематичных по генезису отложений. Сделана попытка палеогеографического анализа условий формирования делювиальной разности покровных суглинков.

We studied cover loam-clay deposits of non-glacier and paleo-glacier sites of the Vyatka, Kama, and Luza river basin areas. The data are given of granule-metric, mineralogical, gross macro-and microelement composition, spore-pollen spectra of non-calcareous and calcareous loam belonging to the eluvial and deluvial sediment groups underlain by Permian rocks indigenously to the area outside the glacier or ice and water ice deposits - in paleolednikovoy field. Regional characteristics of material composition of the deposits problematic genesis are identified. Paleogeographic analysis experience is achieved of the conditions of formation of covering loam deluvial difference.

Ключевые слова: покровные суглинки, гранулометрический состав, валовой макро- и микроэлементный состав, спорово-пыльцевые спектры, генезис

Keywords: covering loam, grain size composition, gross macro-and micro- element composition, spore-pollen spectra, genesis

Введение

Покровные лессовидные и элювиально-делювиальные суглинки и глины остаются наиболее проблематичными породами в составе поверхностных отложений Вятского Прикамья (ВП). Среди многочисленных точек зрения на предмет генезиса аналогичных образований различных регионов европейской и азиатской России, а также ряда зарубежных территорий в различной степени обоснованными являются концепции элювиального, элювиально-делювиального, эолового, эолово-перигляциального, субаэрально- (эолово-) струевого, почвенно-эолового, аллювиального и водно-ледникового, полигенетического и даже космического происхождения [1 – 12]. В последнее время А. В. Русаков, П. П. Керзум, Н. Н. Матинян [7] обосновывают концепцию субаквального приледниково-озёрного генезиса покровных отложений Ярославского Поволжья. На территории ВП покровные суглинки

изучались, главным образом, попутно, в ходе государственной геологической съёмки в масштабе 1:200000 [11], прикладных поисковых работ на отдельные виды строительных материалов и подземных вод, а также в связи с обследованием и научным изучением почв и почвенного покрова. При этом, по мнению авторов, не уделялось достаточного внимания специальному изучению вещественного состава покровных отложений, без чего невозможно успешное решение проблемы их генезиса. Очевидно, что эта проблема имеет более широкое палеогеографическое значение, выходящее за рамки собственно вопроса о происхождении покровных суглинков (ПС). Из краткого обзора вытекает актуальность настоящего исследования.

Материалы и методы исследований

Объектами исследования служили покровные лессовидные бескарбонатные и карбонатные элювиальные и делювиальные сугли-

нисто-глинистые отложения внеледниковой и палеоледниковой территорий бассейнов рек Вятка, Кама и Луза. Покровные отложения первой из областей подстилаются коренными пермскими породами, второй – сменяются с глубиной ледниковыми, реже водно-ледниковыми наносами.

Лабораторно-аналитические исследования проводились с применением следующих методик: гранулометрический состав определяли по методу Качинского в пирофосфатной модификации; валовой химический состав – по Аринушкиной с рентгено-спектральным окончанием; спорово-пыльцевой анализ – по Гричуку, минералогический анализ крупных песчано-пылеватых фракций – оптико-микроскопическим методом.

Результаты и обсуждение

Наши исследования в пределах палеоледниковой и внеледниковой территорий бассейна Вятки позволяют высказать ряд предварительных суждений относительно географии, вещественного состава и спорово-пыльцевых спектров преимущественно элювиально-делювиальной группы покровных суглинков, наиболее широко распространённой в составе данных отложений. Подтверждено наличие двух основных химических разностей покровных седиментов – бескарбонатные и карбонатные, установлены определённые закономерности в их пространственном распределении в связи с топографией и геолого-геоморфологическим строением рассматриваемой территории. Зафиксировано изменение площадного распространения бескарбонатных и карбонатных типов покровных отложений в направлении с севера на юг, с увеличением доли последних в южной части региона. Местами отмечено некоторое увеличение мощности покровного плаща в северном направлении и от верхних частей водоразделов к их подошвам, с возможным замещением лессовидных пород коренными песчано-глинистыми или мергелисто-известковыми отложениями на высокоподнятых плато, в местах перегибов и на покатых участках склонов междуречий. Средние мощности исследуемых наносов на плакорах составляют 1,5–2 м, а в нижней части водораздельных склонов могут достигать 5–10 м и более. В ряде случаев отмечена более или менее отчётливая связь покровных суглинков с коренными пермскими карбонатно-глинистыми породами – мергелями, известковистыми глинами, иногда че-

редующимися с прослойками известняков. При этом обращает внимание большая контрастность переходов между поверхностными и подстилающими отложениями в южной части Вятского Прикамья.

В составе карбонатных покровных суглинков существуют два различных по природе варианта: остаточно-карбонатные, особенно характерные для юга территории исследований, и иллювиально-карбонатные, располагающиеся севернее. В первых из них, особенно на юге района работ, нередко наблюдаются остаточные, сильно выветрелые известняково-мергелистые прослойки толщиной в несколько сантиметров, либо карбонатная крошка, реже – кальцитовые жеоды – свидетели большей карбонатности почвогрунтов в прошлом. При этом чем нагляднее признаки былой обызвесткованности, тем тяжелее гранулометрический состав отложений. Во второй разновидности суглинков новообразования обычно представлены конкрециями в форме журавчиков округлой, реже веретенообразной формы. Характерно исчезновение или ослабление степени карбонатности и увеличение глубины залегания известковых материалов в направлении северных границ ареала покровных отложений.

На всей изучаемой площади чётко выражена текстурная дифференциация верхней, педогенно переработанной части покровного плаща, а именно, облегчение гранулометрического состава в пределах первых 40–50 см и утяжеление в средней части (50–100 см), с его последующим повторным облегчением в нисходящем направлении, к подошве покровной толщи. По нашим данным, подтверждаемым результатами анализов, она вызвана в основном вертикальным элювиально-иллювиальным перераспределением за счёт лессиважа тонких фракций мелкозёма и, прежде всего, ила в пределах 1,5–2-метровой толщи почвенных профилей, даже в случае её наложения в отдельных случаях на первичную – геогенную. Очевидно, именно по этой причине степень глинистой дифференциации почвогрунтов нарастает в направлении с юга на север и от карбонатных суглинисто-глинистых разностей к бескарбонатным, подчиняясь влиянию зональных биоклиматических и азональных лито-геохимических факторов.

На глубинах более 1,5–2 м, то есть ниже почвенных профилей, признаки оструктуренности минеральной толщи, связанные с процессами почвообразования, постепенно исчезают в бескарбонатных, и более резко – в кар-

Таблица 1

Минералогический состав лёгкой фракции покровных суглинков Вятского Прикамья (частицы более 0,05мм)

№ п/п.	Район; шурф	Глубина, см	Объёмные проценты				
			Кварц	Полевой шпат	Слюды	Горные породы	Ожелезн. породы
Элювиально-делювиальные бескарбонатные суглинки							
1	Кукарское плато; С-8	135–145	50	40	ед.	5	5
2	Уржумское поднятие; У-27	115–125	35	20	н/о	5	40
3		135–145	40	20	н/о	5	35
4		155–165	30	20	н/о	н/о	50
5	Мари-Турекское плато; М-13	116–126	55	40	н/о	н/о	5
Среднее (n=5)			42	28	ед.	3	27
Элювиально-делювиальные карбонатные суглинки							
6	Мари-Турекское плато; В-19	60–70	40	35	ед.	н/о	25
7		80–90	20	17	ед.	3	60
8		100–110	30	25	н/о	20	25
9		125–135	6	4	ед.	н/о	90
10		160–170	30	20	ед.	20	30
Средне (n=5)			31,5	24,25	ед.	10,75	35

Примечание: ед. – единично; н/о – не обнаружено; образец № 9 исключён из массовой обработки, как генетически инородный.

бонатных суглинистых покровах. С этого уровня исследуемые седименты сохраняют свой близкий к первозданному облик с присущим им признаком: гомогенностью тонкопористой бурой, желтовато-бурой или красновато-бурой массы суглинисто-глинистого состава.

В минералогическом составе лёгкой крупнозернистой песчаной фракции лессовидных суглинков постоянно и, как правило, в значительных количествах присутствуют кварц и полевые шпаты, а также обломки ожелезнённых пород (табл. 1). Доля кварца варьирует в значительных размерах, составляя в среднем более 40 объёмных процентов в бескарбонатных и более 30% в карбонатных суглинках. Количество полевых шпатов несколько меньше – в среднем около 30% в бескарбонатных и около 25% в карбонатных разностях. Слюды – мусковит и биотит – практически отсутствуют. Обломочные породы в сумме составляют соответственно приблизительно 30 и 45%. Среди них доминируют ожелезнённые разновидности, покрытые плёнками из гидроксидов железа, что особенно показательно для бескарбонатных отложений. Содержание тяжёлой, электромагнитной и магнитной фракций крайне незначительно (не более 0,5%).

По гранулометрическому составу среди покровных суглинков преобладают иловато-

крупнопылеватые (или крупнопылевато-иловатые) тяжелосуглинисто-легкоглинистые седименты (табл. 2). В элювиально-делювиальной группе карбонатные варианты обнаруживают тенденцию к большему содержанию физической глины. Здесь чаще встречаются легкоглинистые разновидности, хотя количество ила заметно уступает таковому в бескарбонатной группе отложений. В категории собственно делювиальных бескарбонатных покровных отложений явно доминируют несколько более облегчённые – тяжелосуглинистые разновидности. На фоне меньшей аккумуляции ила по сравнению с другими группами суглинков в их составе наблюдается резкое преобладание крупнопылеватой – лессовидной фракции, доля которой приближается к 50% от суммы различных фракций мелкозёма.

Валовой химический состав покровных суглинков Вятского Прикамья отличается достаточно высокой стабильностью содержания основных породообразующих элементов (табл. 3, 4; рис. 1). При этом вновь заметны определённые различия между бескарбонатными и карбонатными разностями элювиально-делювиальных суглинков, с одной стороны, и собственно элювиальными и делювиальными суглинками, с другой. Бескарбонатные варианты несколько обогащены

Таблица 2

Гранулометрический состав покровных суглинков Вятского Прикамья

Район	Количество разрезов	Содержание фракций в мм, %						
		1–0,25	0,25–0,05	0,05–0,01	0,01–0,005	0,005–0,001	<0,001	<0,01
Элювиально-делювиальные бескарбонатные суглинки								
ВУ	8	1,2	17,3	36,2	7,5	12,5	24,9	44,9
УП	2	6,7	12,0	24,9	7,4	10,4	36,6	54,4
ПП	4	2,4	25,0	23,3	6,8	13,5	27,9	48,8
ЧКВ	8	0,2	22,9	26,8	6,7	7,7	34,1	48,4
М-ТП	1	сл.	4,0	50,0	5,8	14,6	25,6	46,0
Максимум	23	9,6	41,6	50,5	12,0	18,3	43,5	61,7
Среднее		2,0	19,6	29,1	7,1	10,7	30,4	48,3
Минимум		сл.	5,0	8,4	2,0	5,8	12,5	30,9
Элювиально-делювиальные карбонатные суглинки								
ПП	4	5,0	19,5	25,7	8,5	20,2	21,1	49,8
ВУ	2	3,6	13,9	21,9	7,0	23,8	29,8	60,6
УП	2	3,8	15,2	25,9	9,7	22,2	25,2	57,0
М-ТП	8	0,8	16,9	30,3	9,0	16,7	26,5	52,2
Максимум	16	11,5	45,2	39,7	14,7	35,4	33,9	74,5
Среднее		3,2	17,4	27,3	8,7	19,3	24,7	52,7
Минимум		сл.	6,4	10,1	2,5	5,6	8,9	35,8
Делювиальные карбонатные суглинки (обнажение р. Косинка)								
Максимум	1	2,1	13,1	59,4	11,6	16,2	29,4	53,4
Среднее		1,0	6,6	49,4	8,3	12,8	21,8	43,0
Минимум		0,3	2,2	37,6	6,4	10,0	18,2	37,0

Примечание: сл. – следовые количества. ВУ – Вятские Увалы; УП – Уржумское поднятие; ПП – Пижанское плато; ЧКВ – Чепецко-Кильмезская возвышенность; М-ТП – Мари-Турекское плато.

Таблица 3

Валовой состав покровных суглинков Вятского Прикамья (обнажения)

	ППП, %	Содержание, % от прокалённой массы									
		SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO
Обнажение Косинка (делювиальные карбонатные суглинки)											
Максимум	10,66	73,52	13,65	5,92	6,27	2,10	1,39	2,33	0,86	0,13	0,14
Среднее (n=10)	71,29	71,29	12,01	4,93	5,19	1,87	1,22	2,24	0,79	0,09	0,10
Минимум	8,65	69,43	11,04	4,46	3,73	1,67	1,02	2,10	0,76	0,07	0,06
Обнажение Буй (делювиальные карбонатные суглинки)											
Максимум	10,62	77,47	13,72	5,88	5,70	2,19	1,84	2,42	0,83	0,12	0,12
Среднее (n=12)	8,02	72,84	12,20	4,92	3,65	1,76	1,47	2,05	0,70	0,11	0,08
Минимум	5,00	69,72	10,44	3,62	1,11	1,32	1,17	1,59	0,45	0,08	0,04
Шурф У-28 (элювиальные педогенно-изменённые суглинки)											
Максимум	13,66	77,43	14,89	6,49	7,92	2,10	1,38	2,31	0,87	0,14	0,20
Среднее (n=14)	9,71	71,08	13,90	5,99	2,81	1,77	1,21	2,20	0,81	0,10	0,11
Минимум	6,63	65,17	11,12	4,21	1,18	0,97	1,10	2,00	0,73	0,09	0,07

Примечание: ППП – потери при прокаливании.

Таблица 4

Валовой состав покровных суглинков Вятского Прикамья (массовые данные)

Район	Количество разрезов	Процент от прокаленной массы							
		SiO ₂	CaO	MgO	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	TiO ₂	Na ₂ O	K ₂ O
Элювиально-делювиальные бескарбонатные суглинки									
ВУ	7	71,99	1,14	2,19	5,74	14,16	0,78	1,44	2,16
УП	2	72,04	1,43	1,93	5,89	14,23	0,76	1,30	1,99
ПП	3	68,84	1,35	2,78	7,65	14,70	0,77	1,65	2,10
ЧКВ	7	71,11	1,41	2,32	5,87	16,28	0,68	1,11	1,66
М-ТП	2	76,96	1,32	1,55	4,60	11,87	0,72	1,57	1,82
Максимум	21	77,10	1,94	3,64	9,87	17,24	0,91	2,41	2,31
Среднее		71,74	1,31	2,22	5,96	14,71	0,74	1,36	1,94
Минимум		64,46	0,91	1,3	3,83	11,35	0,44	0,59	0,55
Элювиально-делювиальные карбонатные суглинки									
ПП	3	70,45	2,98	2,71	6,22	12,96	0,71	1,24	1,80
М-ТП	4	69,42	4,96	2,30	5,59	13,39	0,75	1,36	2,09
Максимум	7	72,32	6,11	3,35	6,88	15,08	0,85	1,64	2,50
Среднее		69,73	4,1	2,42	5,78	13,26	0,74	1,33	2
Минимум		68,2	2,42	1,92	4,69	12,19	0,53	0,86	1,08
Делювиальные бескарбонатные суглинки (обнажение Буй)									
Среднее	1	72,84	1,21	1,93	5,75	13,44	0,8	1,4	2,38

Примечание: ВУ – Вятские Увалы; УП – Уржумское поднятие; ПП – Пижанское плато; ЧКВ – Чепецко-Кильмезская возвышенность; М-ТП – Мари-Турекское плато. Глубины отбора образцов соответствуют гранулометрическим данным табл. 2.

SiO₂ – 72–73% – и Al₂O₃ – 14–15%. Соответственно они обеднены CaO – 1,2–1,3%; при этом содержание оксида магния в них больше, чем оксида кальция. В карбонатных покровных отложениях количество кремнезема и алюминия обнаруживает тенденцию к снижению на 1–2%. Напротив, концентрация CaO здесь возрастает в 3–4 раза, обеспечивая его 2-кратное превышение над MgO. Делювиальные суглинки незначительно превосходят элювиально-делювиальные по содержанию SiO₂, однако эти различия при ограниченности массивов выборки по отдельным категориям наносов не могут считаться достоверными.

Анализ вертикального распределения макро- и микроэлементов на примере одного из разрезов агродерново-подзолистой почвы (КЧ-44), сформированной на покровном суглинке мощностью 3,2 м в пределах внеледниковой части южнотаёжного Чепецко-Кильмезского междуречья, выявил значительное элювиальное или элювиально-иллювиальное вертикальное перераспределение содержания ряда макроэлементов: Mg, Fe и Al (рис. 2). При этом наблюдается биогенная аккумуляция фосфора, кальция и марганца в пахотном горизонте; калий, отличающийся-

ся высоким сорбционным поглощением глинистыми минералами, слабо перераспределяется по профилю.

Рассматриваемая толща покровного суглинка резко отличается по валовому составу от нижележащей подстилающей породы –

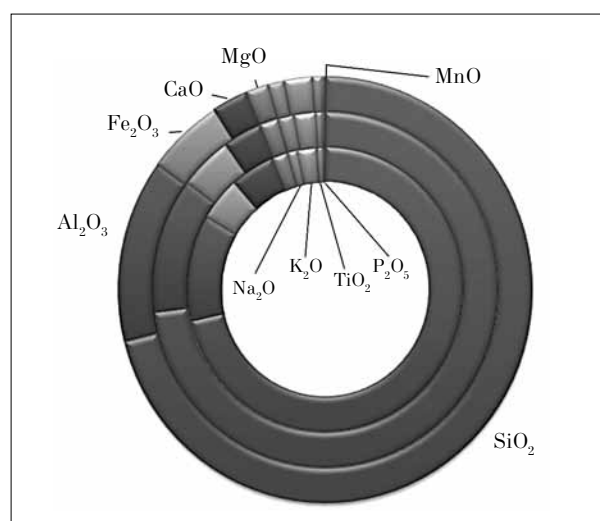


Рис. 1. Средний валовой состав покровных суглинков Вятского Прикамья (внутреннее кольцо – обнажение Косинка, среднее – обнажение Буй, наружное – шурф У-28)

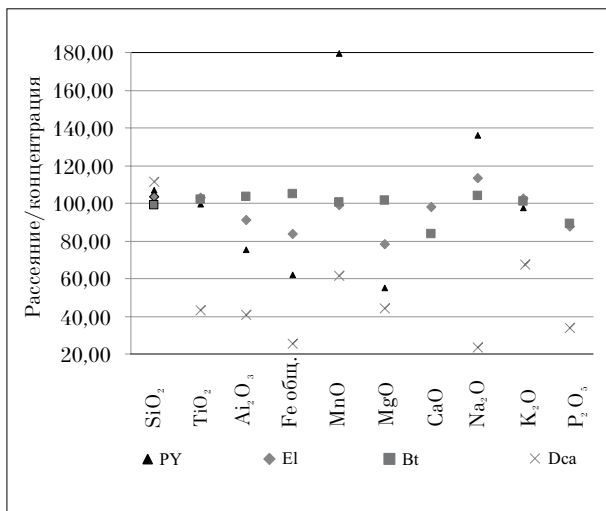


Рис. 2. Концентрации макроэлементов в горизонтах разреза КЧ-44 по отношению к материнской породе (принята за 100%; в горизонте PY концентрация P₂O₅ – 510%; в горизонте Dca концентрация CaO – 855%)

ния полуторных оксидов с компенсирующим возрастанием роли кремнекислоты (на 10%) и в особенности CaO (в 8 раз). С глубиной песок сменяется красноцветной пермской глиной (SiO₂ – 50%, CaO – 25% и R₂O₃ – 14%). Аналогичная достаточно резкая смена покровных суглинков подстилающими коренными суглинисто-глинистыми и значительно реже – песчаными породами характерна для всей внеледниковой части ареала рассматриваемых седиментов. Севернее р. Чепцы, в пределах палеоледниковой зоны ВП, в роли подстилающей породы чаще выступают моренные, либо водно-ледниковые отложения, также чётко отличающиеся от вышележащего покровного плаща.

Представление о содержании серии редких элементов, впервые определённых нами в покровных суглинках рассматриваемого региона, можно получить на основании данных таблиц 5, 6 и рисунков 3, 4.

карбонатизированного белого мономиктового песка пермской системы. Для него отмечено резкое 2–3-кратное падение содержа-

Особенности вертикального распределения серии микроэлементов в аккумулятивно-элювиальных (AY, Ap и El) и текстурно-

Таблица 5

Содержание микроэлементов в элювиально-делювиальных и делювиальных покровных суглинках Вятского Прикамья, г/т

№ п.п.	Элемент	Район; обнажение; шурф						
		УП; У-27	М-ТП; М-13	М-ТП; В-19*	М-ТП; В-18*	УП; Буй	М-ТП; М-17*	М-ТП; Косинка
Глубина, см		175-185	116-126	160-170	100-110	230	190-200	220
Элювиально-делювиальные бескарбонатные и карбонатные суглинки					Делювиальные бескарбонатные и карбонатные суглинки			
1	Li	102,73	85,97	133,92	96,43	98,54	122,17	91,83
2	Rb	76,0	75,0	61,0	64,0	68,0	61,0	65,0
3	Sr	123,0	137,0	133,0	158,0	154,0	199,0	167,0
4	Ba	274,04	250,80	397,13	296,71	310,65	330,35	297,82
5	B	45,68	62,71	49,41	78,10	81,49	49,17	78,18
6	Sc	–**	14,09	–	18,31	–	–	16,73
7	Y	28,0	26,0	22,0	23,0	24,0	21,0	23,0
8	Zr	185,37	189,42	153,56	131,02	172,57	189,40	199,55
9	Nb	22,05	24,06	24,84	21,88	27,17	27,39	26,15
10	Cr	115,73	104,29	187,70	105,60	182,50	115,73	129,37
11	Mo	1,34	1,02	1,85	1,42	1,43	1,30	1,29
12	Co	50,40	0	76,04	0	0	48,56	0
13	Ni	79,24	58,64	190,60	122,92	66,51	79,24	68,78
14	Cu	47,44	35,54	68,44	41,74	43,91	45,90	38,71
15	Ag	0,206	0,152	0,210	0,192	0,191	0,206	0,176
16	Zn	114,83	85,38	170,24	121,50	111,72	117,46	115,49
17	Ga	17,42	14,85	21,66	16,34	20,05	16,88	16,36
18	Ge	–	0,856	–	3,77	1,08	–	3,91
19	Sn	4,66	4,21	5,29	4,19	4,01	4,95	4,49
20	Pb	20,52	18,1	19,60	15,08	22,75	19,46	20,03

Примечание: * – карбонатные покровные суглинки; ** – нет данных.

Таблица 6

Содержание микроэлементов в покровных суглинках индивидуальных разрезов, г/т

Элемент	Разрез, горизонт (глубина, см)				Кларк твёрдой земной коры по А.П. Виноградову, г/т
	П-38	М(Д)-37	КЧ-44	С-42	
	С (160-170)	Сg (110-120)	С (160-170)	Сg (110-120)	
Pb	9,91	18,32	18,65	18,26	16,0
Cr	50,81	98,02	70,17	112,99	83,0
Ga	11,89	15,85	17,58	17,22	19,0
Ba	191,51	347,12	216,37	190,07	650,0
Nb	16,1	но*	18,63	но	20,0
Mo	0,82	1,85	0,92	1,02	1,1
Sn	8,3	4,98	3,28	3,45	2,5
Li	69,36	106,5	87,95	77,52	32,0
Cu	30,09	49,5	9,30	24,72	47,0
Zr	108,17	165,17	122,05	128,43	170,0
Ag	0,187	0,324	0,25	0,312	0,7
Zn	34,66	79,14	59,07	80,85	83,0
Ni	40,28	45,87	46,86	40,25	58,0
Co	22,76	35,56	34,11	30,31	18,0
Ge	но	но	но	2,8	1,4
Bi	но	но	но	6,94	0,009
Sc	6,66	11,68	но	но	10,0
Y	но	7,69	но	18,22	29,0
Yb	но	но	но	0,565	0,33

Примечание: но – не определено.

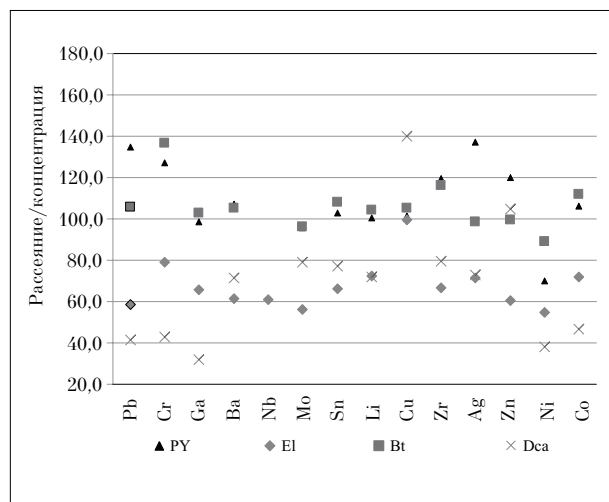


Рис. 3. Концентрации микроэлементов в горизонтах разреза КЧ-44 по отношению к материнской породе (принята за 100%)

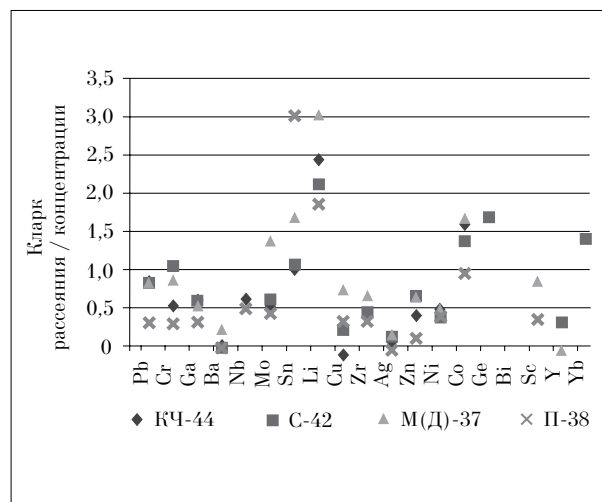


Рис. 4. Сравнение кларков рассеяния (до 1,0) и концентрации микроэлементов в материнской породе 4 разрезов (концентрация Вi для С-42 – свыше 7,1 кларка)

иллювиальном (Вt) горизонтах отражены на рисунке 2. Эти данные свидетельствуют об интенсивном выносе большинства редких элементов, за исключением меди, из элювиального горизонта ЕI с их последующей аккумуляцией на уровне горизонта Вt. Последнее согласуется с повышенной мобильностью микроэлементов, большинство из которых относит-

ся к катионогенным, в кислой среде. На этом фоне обращает внимание биогенное, возможно в сочетании с антропогенным, накопление ряда микроэлементов в пахотном горизонте.

Спектры редких элементов в профилях зональных дерново-подзолистых почв на покровных суглинках определены для палеоледниковой территории – разрезы П-38 (сред-

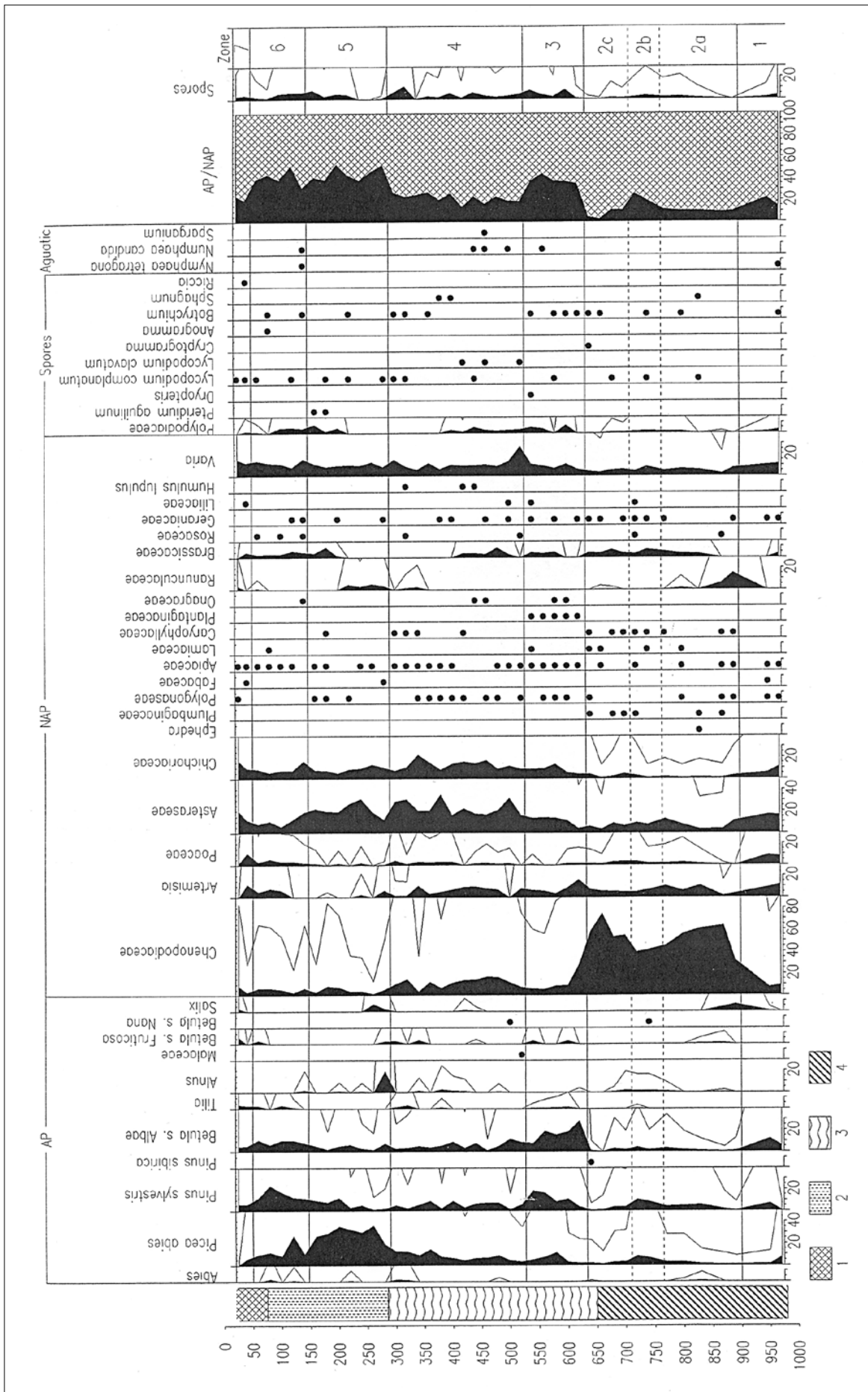


Рис. 5. Спорово-пыльцевые спектры покровного делювиального суглинка (Разрез Шошма-Госинка)

няя тайга, Северные Увалы) и М(Д)-37 (южная тайга, Северные Увалы) и внеледниковой области – разрезы КЧ-44 (южная тайга, Ченецко-Кильмезская возвышенность) и С-42 (смешанные леса, Когшагская низменность) (табл. 6). Породы исследуемых шурфов по сравнению с земной корой существенно обеднены такими элементами, как Ва, Си, Аг, Са, Nb, Мо, Zr, Ni, Zn. В то же время в отложениях всех разрезов отмечена концентрация Li, Sn и Со. Сходство микроэлементного состава исследуемых седиментов иллюстрирует график кларков концентрации и рассеяния (рис. 4). Близость цифровых показателей указывает на генетическое и субстантивное родство покровных суглинков из разных частей востока ЕТР.

Спорово-пыльцевой анализ (СПА) делювиальных покровных отложений отражает природные условия образования покровных суглинков (рис. 5). Диаграмму разреза Косинка, заложённого в береговом обнажении приречной части склона водораздела на территории Мари-Турекского, мощностью около 10 м по палинологическим данным можно разделить на 7 пыльцевых зон.

Пыльцевая зона ПЗ-1 (980–900 см). Для спорово-пыльцевых спектров характерно преобладание пыльцы травянистых растений – до 80–90% от общей суммы пыльцы наземных растений. Состав этой группы отличается большим разнообразием: *Chenopodiaceae* (количество пыльцы этого семейства увеличивается до 30% у верхней границы зоны), *Asteraceae* (20%), *Cichoriaceae* (5–10%), *Poacea* (10%), *Artemisia*, *Fabaceae*, *Apiaceae*, *Geraniaceae*, *Brassicaceae*, *Silenaceae*, *Polygonaceae*, *Ranunculaceae*. Пыльца древесных растений в этой зоне встречается в количестве 10–20%. В этой группе можно выделить три основных компонента: *Betulas Albae*, *Pinus*, и изредка *Picea*. Из кустарников встречается пыльца *Salix*. В целом, судя по спорово-пыльцевым спектрам, можно говорить о незначительной лесопокрытой площади и о господстве в растительном покрове флористически очень разнообразных травянистых группировок.

Пыльцевая зона ПЗ-2 (900–640 см) характеризуется преобладанием пыльцы травянистых растений в спорово-пыльцевых спектрах (85%). Особое внимание обращает на себя находка пыльцы *Ephedra*, которая во флоре нашего региона сейчас отсутствует. Этот род хорошо приспособлен к резко континентальному климату и индифферентен к температурам.

В ледниковые эпохи эти свойства позволили ему войти в состав перигляциальных ценозов и широко распространиться по всей перигляциальной области.

В ПЗ-2 можно выделить 3 подзоны. В ПЗ-2а резко возрастает количество пыльцы маревых – до 65%. Заметно присутствие пыльцы *Asteraceae* (15%), *Artemisia* (10%).

В ПЗ-2b отмечается некоторое увеличение количества пыльцы древесных пород – до 20%, за счёт пыльцы ели и сосны. Единично встречается пыльца пихты, липы и ольхи. В группе травянистых растений происходит сокращение пыльцы сем. *Chenopodiaceae* – до 40%. Вероятно, отложения этой подзоны могут отражать одну из кратковременных эпох потепления позднего плейстоцена.

ПЗ-2с во многом сходна с ПЗ-2а. Количество пыльцы древесных растений снижается до 1–3%, и в верхней части подзоны пыльцевые зёрна ели, сосны и берёзы встречаются единично. В группе НАР пыльцы растений сем. *Chenopodiaceae* достигает 70%. Также встречаются: *Asteraceae* (5–10%), *Artemisia* (5%), *Cichoriaceae*, *Poacea*, *Brassicaceae* и др.

Исходя из спорово-пыльцевых данных, можно сказать, что эта толща формировалась, вероятно, в условиях открытых перигляциальных тундровых и степных ландшафтов. По характеру спектров можно выделить ритмику изменения природных условий: ПЗ-2а и ПЗ-2с – холодные условия, ПЗ-2b – неглубокое кратковременное потепление.

Для *пыльцевой зоны ПЗ-3 (640–530 см)* характерно увеличение доли древесных растений в спорово-пыльцевых спектрах – от 5 до 45%. Пыльца ели, встречающаяся сначала практически единично (1–2%), составляет 18–20%. Единично встречаются пыльцевые зёрна *Betulas Fruticosae*, *B. s. nana*, *Salix*, а также широколиственных – *Tilia*, *Alnus*. Группа травянистых растений преобладает во всех спектрах зоны: доля пыльцы колеблется от 55 до 90%. Среди разнообразия пыльцы трав, определённой в этой зоне, преобладает пыльца *Asteraceae* (20%), *Cichoriaceae* (10%)

Состав и соотношение основных компонентов спектров показывают, что в течение всего времени накопления этого горизонта в районе вокруг пункта исследования была распространена растительность лесостепного характера с берёзовыми и сосновыми лесами. Облепённость территории временами была довольно значительной, но высокое содержание пыльцы трав показывает, что леса всё же не приобрели сплошного распространения. Вероятно,

спорово-пыльцевые спектры *ПЗ-3* отражают условия четко выраженного потепления аллерёда, который охватывает интервал от 11,7 до 11 тыс. л. н. Растительный покров того времени на территории Вятско-Камской лёссовой провинции, как и в центральных районах Русской равнины, имел комплексный характер и представлял сложное сочетание лесных, редколесных ценозов и открытых сообществ травянистых растений.

Пыльцевая зона ПЗ-4 (530–280 см) характеризуется преобладанием пыльцы травянистых растений – 75–80%. Среди этой группы преобладает пыльца сем. *Asteraceae* (20–30%), *Cichoriaceae* (15%). А наличие в этой же толще спороморф мезозойского возраста еще более подчеркивает происходившие в то время процессы разрушения коренных пород, активизацию делювиально-пролювиальных процессов. В группе АР отмечена пыльца ели, доля которой имеет тенденцию к увеличению от 5% в основании зоны до 15–18% у её верхней границы. Также встречается пыльца сосны, берёзы, в том числе кустарниковой. По составу основных компонентов спорово-пыльцевые спектры этой зоны сопоставимы со спектрами описанными для позднего дриаса. Для них характерны многочисленные виды растений, образующих временные сообщества на грунтах с нарушенным или несформированным почвенным покровом. Это, вероятно было связано с широким развитием эрозийных процессов на водоразделах.

Пыльцевая зона ПЗ-5 (280–150 см) характеризуется заметным увеличением доли древесных растений – до 40–45%. В этой зоне наблюдается максимум пыльцы ели (30–35%), но к верхней границе её количество снижается до 15%. Также в этой группе присутствует пыльца сосны (от 1 до 10%), пихты, берёзы, в том числе и кустарниковой, ивы, ольхи. Единичны находки пыльцы пихты. Доля пыльцы травянистых растений колеблется от 65 до 60%. И, как и в предыдущей зоне, в этой группе господствует пыльца *Asteraceae* (15–20%) и *Cichoriaceae* (5–10%). Также присутствуют *Chenopodiaceae*, *Polygonaceae*, *Fabaceae*, *Apiaceae*, *Ranunculaceae*, *Caryophyllaceae*, *Geraniaceae*, *Brassicaceae*. По сравнению с предыдущей зоной для *ПЗ-5* явно просматривается увеличение роли ели в фитоценозе. Не исключено, что в ландшафте ельники могли занимать заметные площади, хотя темнохвойная тайга не могла быть господствующей, поскольку в составе травянистых растений значительное место отводится ксерофитам и мезофитам.

Пыльцевая зона ПЗ-6 (150–50 см) соответствует верхней части горизонта покровных лёссовидных суглинков и нижним горизонтам современной почвы. Доля пыльцы древесных растений составляет 40–50% и несколько уменьшается у верхней границы зоны. В основании пыльцевой зоны в этой группе преобладает пыльца ели (20%), но её количество постепенно сокращается до 7%. Содержание пыльцы сосны, наоборот, увеличивается от 8 до 20%. Пыльца *Betulas. Albae* встречается во всех спорово-пыльцевых спектрах и её количество достаточно постоянно – около 10%. Также в этой группе в верхней части зоны появляется *Betulas. Fruticosae*. В большей части спектров отмечено присутствие *Tilia*. Важно отметить, что здесь, хотя и единично, но постоянно встречается пыльца пихты. В сочетании с некоторыми широколиственными породами (*Tilia*) это свидетельствует о заметном потеплении и увлажнении климата. Доля пыльцы травянистых растений колеблется от 60 до 50%. В этой группе по-прежнему, как и в *ПЗ-4* и *ПЗ-5* наиболее часто встречаются *Asteraceae* и *Cichoriaceae*, но количество их здесь заметно уменьшается. Несколько возрастает обилие и разнообразие представителей лугового разнотравья: *Apiaceae*, *Geraniaceae*, *Brassicaceae*, *Rosaceae*, *Lamiaceae*, а также маревых, злаковых и полыней. Исходя из соотношения основных компонентов спектров формирование отложений *ПЗ-6* можно отнести к атлантическому периоду голоцена. Широколиственные породы в отличие от центра Русской равнины на юге Вятского Прикамья играли второстепенную роль. Это согласуется с данными по более северным районам, где вяз и лещина присутствовали в виде примеси в елово-берёзовых лесах вплоть до 64° с. ш.

Пыльцевая зона ПЗ-7 (50–10 см). Образцы этой зоны отбирались в верхних горизонтах современной почвы. Не исключено, что здесь в исторически недавнее время происходила вспашка, поэтому пыльцевые спектры этой зоны могут содержать пыльцу *in situ* и пыльцу современных растений. Для зоны характерно уменьшение доли древесных растений до 20%. В этой группе встречается пыльца ели, сосны, берёзы, ольхи, липы. Группа травянистых растений достаточно разнообразна и представлена пыльцой сем. *Chenopodiaceae*, *Artemisia*, *Poaceae*, *Asteraceae*, *Cichoriaceae*, *Polygonaceae*, *Apiaceae*, *Brassicaceae*, *Ranunculaceae*, *Liliaceae*. Можно сказать, что во время накопления *ПЗ-7* в районе разреза преобладающими были открытые травянистые сообще-

ства (пыльца трав до 70–80%). Лесные формации были явно в подчиненном положении, а в самом верхнем образце пыльца ели вообще отсутствует.

Все это свидетельствует о том, что в процессе накопления рассматриваемой покровной толщи климат менялся от криоксеротического до относительно теплого и влажного (темнохвойная тайга) и на завершающем этапе до теплого и умеренно влажного (светлохвойная тайга с участием широколиственных пород).

Выводы

1. В ходе настоящего исследования изучены география, мощности, морфология и вещественный состав двух генетических подвидов – лессовидных и элювиально-делювиальных покровных бескарбонатных и карбонатных суглинков, широко распространённых на внеледниковой и палеоледниковой территориях Вятского Прикамья. Обнаружены практически не изученные до последнего времени сверхмощные по местным меркам – до 10–15 м и более элювиальные по залеганию покровные суглинки, произведено их предварительное исследование.

2. В географии покровных суглинков наблюдается общая закономерность, заключающаяся в простирании их плащеобразных ареалов по поверхности денудационных и аккумулятивно-денудационных равнин субпараллельно по обе стороны фронтов четвертичных ледниковых покровов различного возраста.

3. Мощности покровных суглинков территории ВКП чрезвычайно вариабельны. На денудационных равнинах внеледниковой части региона данные отложения в целом невелики и редко превышают 3 м. На отдельных платообразных водоразделах и, в некоторых случаях, по их подножиям, приуроченным к участкам активных неотектонических движений, покровный плащ может достигать 30 м и более.

4. Гранулометрический состав покровных суглинков отличается большим постоянством в пределах рассматриваемой провинции. Это довольно однородные мелкозёмистые отложения с постоянным преобладанием крупной пыли и ила, обнаруживающие некоторые признаки ритмичности седиментогенеза и синхронности изменений в разрезах, удалённых на многие десятки километров.

5. Вещественный состав верхних частей видоизменённого почвенно-породного комплекса разрезов покровных суглинков свидетельствует о чёткой дифференциации профилей в след-

ствие вертикального перераспределения частиц физической глины и, особенно, ила, обусловленного педогенными механизмами.

6. Валовой состав покровных суглинков обнаруживает типичную для осадочных пород картину преобладания оксидов кремния (66–76%) алюминия (10–14%) и железа (5–6%). Содержание оксидов щелочных элементов Na_2O и K_2O также имеет характерные значения – чуть более 1% для первого и 2% для второго, количество TiO_2 – менее 1%. Содержание CaO варьирует в широком диапазоне, на основании чего покровные суглинки достаточно обоснованно разделяются на бескарбонатные и карбонатные разновидности. Различия в химическом составе между ними более существенные, чем между лессовидными и элювиальными суглинками.

7. В покровных суглинках Вятско-Камского региона содержание микроэлементов ниже, по сравнению земной корой в целом. В разных частях ареала устойчиво выявляется обеднённость этой породы Nb, Ba, Cu, Zr, Ni, Ga и Sr относительно их кларков. Наибольшие концентрации характерны для Bi, Ag, Li, Ge, Co, Sn, Yb, Sc ($K^k > 1$). Убывающий ряд концентраций микроэлементов, судя по имеющимся в нашем распоряжении неполным данным, имеет следующий вид: $(\text{Bi}) > \text{Ag} > \text{Li} > (\text{Ge}) > \text{Co} > \text{Sn} > (\text{Yb}) > \text{Sc} > \text{Mo} > \text{Pb} > \text{Y} > \text{Cr} > \text{Zr} > \text{Ga} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Rb} > \text{Sr} > \text{Nb} > \text{Ba}$.

8. Субстантивные свойства покровных суглинков палеоледниковых ареалов мало отличаются от своих южных перигляциальных аналогов, поэтому покровные суглинки палеоледниковой и внеледниковой частей ВП на данном уровне исследований можно рассматривать как единый литолого-фациальный комплекс четвертичных, возможно, полигенных отложений.

9. Покровные суглинки Вятского Прикамья весьма своеобразны. Наиболее вероятная гипотеза их образования – выветривание исходного материала, последующее переотложение элювия при участии эолового и гравитационного факторов. Таким образом, можно сделать предварительный вывод о генетической связи покровных лессовидных отложений с местными коренными карбонатно-глинистыми седиментами.

Литература

1. Ильин Р.С. Происхождение лессов. М. 1978. 236 с.
2. Лысенко М.П. Лессовые породы. Л. 1978. 208 с.
3. Макеев А.О., Макеев О.В. Почвы с текстурно-дифференцированным профилем основных криогенных ареалов севера Русской равнины. Пушкино. 1989. 272 с.

4. Поляков С.С. Состав и свойства покровных суглинков и глин Московской области (Подмосковья) // Землеведение. Сборник Московского общества испытателей природы. Т. V (XLV). М.: Изд-во МГУ, 1960. С. 71–98.

5. Рябченков А.С. О минералого-петрографическом подходе к изучению генезиса покровных образований Русской равнины // Землеведение. Сборник Московского общества испытателей природы. Т. V (XLV). М.: Изд-во МГУ, 1960. С. 99–108.

6. Русаков А.В., Керзум П.П., Мативян Н.Н. Карбонатные лессовидные суглинки центра Русской равнины и эволюция почвенного покрова в позднем плейстоцене и голоцене // Почвоведение. 2000. № 8. С. 917–926.

7. Чижииков П.Н. О признаках покровных суглинков в связи с их происхождением // Землеведение. Сборник Московского общества испытателей природы. Т. V (XLV). М.: Изд-во МГУ, 1960. С. 109–122.

8. Чижииков П.Н. Карта почвообразующих пород европейской части СССР. Пояснительный текст. М. 1968. 40 с.

9. Чумаков О.Е. Четвертичная система // Государственная геологическая карта Российской Федерации. Лист О-(38), 39. Киров. С-Пб.: Изд-во ВСЕГЕИ, 1999. С. 124–146.

10. Щербаков И.Н. О происхождении покровных суглинков центра Русской равнины // Изв. АН СССР. Сер. географ. 1963. № 6. С. 74–78.

УДК 631.48

Дерново-карбонатные почвы со сложным органопрофилем Вятского Прикамья

© 2012. А. М. Прокашев¹, д.с.-х.н., зав. кафедрой, Н.А. Огаркова¹, аспирант, М.М. Пахомов¹, д.г.н., профессор, В.Г. Мохнаткин², д.т.н., ректор,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

e-mail: kaf_geo@vshu.kirov.ru

В пределах ареала дерново-подзолистых и серых лесных почв подзоны смешанных лесов правобережья Нижней Вятки выявлена оригинальная дерново-карбонатная почва с реликтовыми признаками, сформированная на карбонатно-глинистых породах пермского возраста. Она имеет в профиле второй, гуматно-кальциевый по составу, гумусовый горизонт возрастом около 7200 лет, соответствующий атлантическому периоду голоцена с присущим для него типом педогенеза, более благоприятствующим гумусоаккумулятивным процессам по сравнению с последующими этапами послеледниковья. Со второй половины голоцена исследуемая почва вступила в стадию наследующей эволюции с элементами стирающей, вследствие усиления бореальных черт климата и элювиальных процессов педогенеза на подтаёжном востоке европейской России. В развитии интразональной почвы обнаруживается парагенетическая близость с другими, характерными для бассейна Вятки почвами с остаточными вторыми гумусовыми горизонтами – серыми лесными, дерново-подзолистыми и др., эволюционирующими со второй половины голоцена в направлении типичных зональных почв без второго гумусового горизонта, вследствие похолодания климата и сдвига ландшафтных зон в южном направлении.

Within the area of sod-podzolic and gray forest soils in the subzone of mixed forests of the right bank of the Lower Vyatka there was found out original sod-calcareous soil with relict features formed on carbonate-clay rocks of Permian age. In the profile it has the second humus horizon of calcium-humate composition, aged about 7,200 years, corresponding to Atlantic Holocene period the corresponding peculiar type of pedogenesis, more favorable to humus-accumulation processes as compared with later postglacial stages. In the second half of Holocene a stage of inheriting evolution with the elements of erasing began for the soils, due to strengthening the boreal climate features and eluvial processes of pedogenesis in the subtaiga east of European Russia. In the development of the intrazonal soils considered there was found paragenetic affinity with other soils typical of the Vyatka Basin characterised by residual second humus horizons - gray forest, sod-podzolic, and other soils, evolving from the second half of the Holocene into typical zonal soils without the second humus horizon, it is due to a colder climate and southward shifting of landscape areas.

Ключевые слова: почвы, реликтовые гумусовые горизонты, генезис, гранулометрический, валовой химический состав, органическое вещество, физико-химические свойства

Keywords: soil, relict humus horizons, genesis, particle size, gross chemical composition, organic matter, physical and chemical properties

Введение

Дерново-карбонатные почвы и рендзины характерны для структуры почвенного покро-

ва лесных ландшафтов востока Русской равнины и, в частности, для Вятских Увалов и Мари-Турекского плато, где на поверхность в качестве материнских пород часто выходит кар-

бонатный элювий перми. Они относятся к интразональной, литогенно обусловленной группе, ограниченно распространённой на фоне зональных подзолистых, дерново-подзолистых, серых и других типов почв. В Кировской области их доля составляет около 2% её территории и примерно столько же от площади пахотных земель.

Генезис дерново-карбонатных почв в условиях гумидного климата однозначно увязывается со специфическим карбонатным составом материнских пород [1]. Последние служат геохимическим барьером для зональных элювиальных процессов почвообразования и одновременно благоприятствуют активному дерновому процессу. Однако в условиях местных промывного или периодически промывного типов водного режима и инициированных ими процессов подзолообразования, активизировавшихся со второй половины голоцена, следует ожидать неизбежной постепенной трансформации их в почвы зонального ряда. Исходя из этого, в профиле таких почв не следует ожидать следов резких изменений интенсивности гумусово-аккумулятивных процессов. Однако на территории правобережья нижней Вятки, в пределах Мари-Турекского плато, среди массивов зональных серых лесных почв, нами обнаружена пахотная дерново-карбонатная почва с весьма необычным строением профиля, обнаруживающим явные признаки полигенеза (рис. 1). Она имеет в своём составе тёмноцветный второй гумусовый горизонт (ВГГ). Наличие вторых гумусовых горизонтов выявлено многими исследователями [2 – 4]

в серии автоморфных и полугидроморфных типов и подтипов почв Вятского Прикамья – дерново-подзолистых, серых лесных, дерновых оглеенных и др. Общим для них является гуматный состав и реликтовый атлантический возраст органического вещества (ОВ), образованный около 8–5 тыс. лет назад. Он свидетельствует о реликтовой природе ВГГ, обусловленной сменой аккумулятивного типа педогенеза на аккумулятивно-элювиальный на рубеже раннего и позднего голоцена, то есть примерно 5 тыс. лет назад.

Материалы и методы исследований

В качестве объекта исследований, дающего представление о морфологии, физических, химических и физико-химических свойствах, представлен разрез В-19 пахотной дерново-карбонатной тяжелосуглинистой почвы на элювии карбонатных глин (с прослоями слабо выветрелого известняка). Он был изучен с помощью традиционных морфолого-генетических и лабораторно-аналитических методов исследований: гранулометрический состав – по Качинскому в пирофосфатной модификации; валовой химический состав – по Аринушкиной с рентгено-спектральным окончанием; содержание гумуса – по Тюрину в модификации Симакова; фракционно-групповой состав гумуса – по Кононовой и Бельчиковой; аморфные и слабоокристаллизованные формы железа – соответственно по Тамму и Мера-Джексону; рН – потенциометрически, гидролитическая кислотность – по

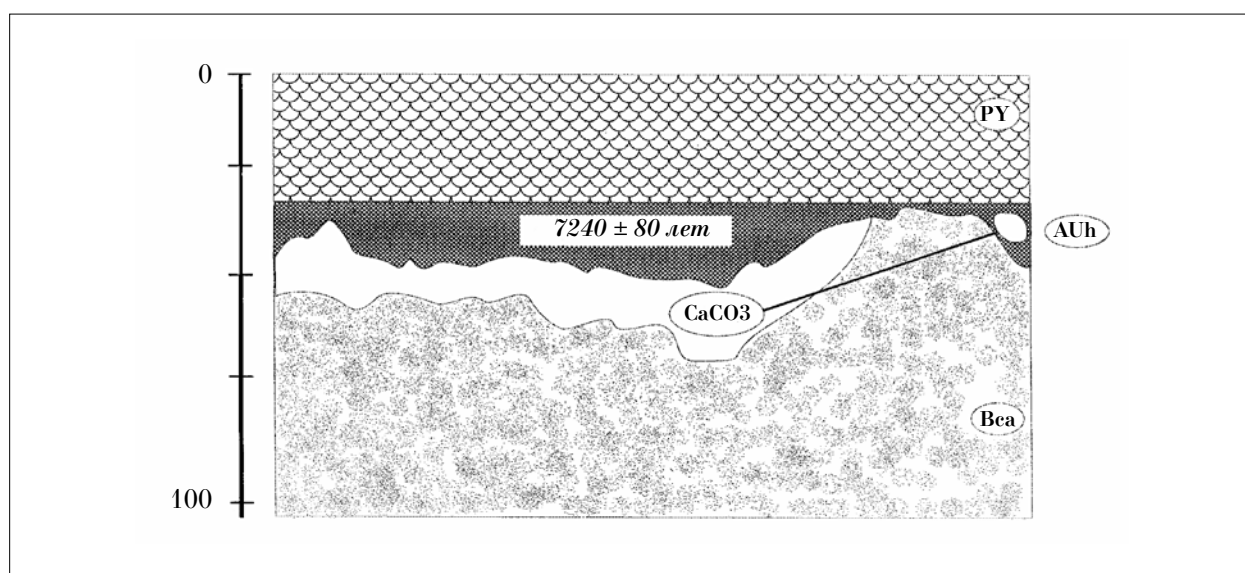


Рис. 1. Общая схема строения дерново-карбонатной почвы со сложным органопротилем (разрез В-19).
Условные обозначения: PY – гор. Ap; AUh – гор. A₁[hh].

Каппену-Гильковицу; обменные Са и Mg – комплексометрическим методом с трилоном Б; общий азот – по Кьельдалю; подвижный фосфор и обменный калий – по Кирсанову; аммиачный и нитратный азот – по ГОСТ, принятым в агрохимической службе.

Разрез В-19 заложен на пашне в пределах верхней части приподнятого платообразного междуречья р. Вятки в её нижнем течении и р. Тоймы на территории Вятскополянского района Кировской области (около 56°15 с. ш. и 51°00 в. д.). Плато с высотами около 190–200 м над у. м. сложено с поверхности элювием казанских карбонатно-глинистых отложений пермской системы с частой сменой мергелей, глин с включениями карбонатной дресвы и местами прослоек слабо- и средневыветрелого известняка. В центральной части поверхность плато слегка осложнена ложбинами стока и неглубокими лощинами, а по окраинам более или менее круто обрывается в сторону сильно врезанных – на 80–100 м – балок и долин малых рек.

Естественная растительность сохранилась главным образом в долинно-балочной сети, где представлена елово-сосновыми и вязово-осиновыми лесами с участием лещины и бересклета бородавчатого. Грунтовые воды лежат глубоко и не принимают участия в почвообразовании при периодически промывном водном режиме с нормой осадков 500–550 мм, коэффициентом увлажнения 0,95 в среднем за год и около 0,5–0,6 в летние месяцы.

Строение профиля разреза В-19 дерново-карбонатной почвы со сложным органо-профилем, сформированной на карбонатных глинах, местами с прослоями слабо выветрелого известняка, имеет следующий вид (рис. 1):

Горизонт Ap, 0–30 см: сухой, коричневатосерый, тяжелосуглинистый, глыбисто-комковатый, плотный, близкий к слитому после длительного бездождья, разбит трещинами на блоки, корней много, переход ясный, ровный.

Горизонт A₁[hh], 30–40, до 48 см: влажноватый, углисто- и буровато-чёрный, с седоватым оттенком, глинистый, мелкоореховато-зернистый, уплотнённый, местами встречается едва заметная седоватая скелетана на поверхности агрегатов, корней мало, переход ясный, граница от ровной до волнистой и языковатой; внутри отдельных гумусированных языков иногда, например, в одном из углов задней стенки разреза, встречаются обломки известнякового щебня до 10 см по длинной оси; на участках, лишённых карбонатного ложа, горизонт утончается или даже выклинивается.

Горизонт Mca, 48–55, местами до 60 см и более: влажноватый, серовато-беловатый, представлен рыхло и плотно упакованными обломками известкового щебня и дресвы величиной от нескольких миллиметров до 5–10 см, реже более крупными, с глубиной переходит в мелкую карбонатную крошку, образующую вид хаотично ориентированных, линейно вытянутых скоплений около 2–5 см и более в поперечнике, или диффузно рассеянных в толще глинистой породы известковых включений, особенно заметных на передней и одной из боковых стенок; отдельные обломки известкового щебня отмечены на глубине до 140 см и более, бурно реагируя с 10% раствором HCl; на поверхности известкового щебня кое-где наблюдаются тёмные гумусовые налёты, корни единичны, переход волнисто-клиновидный; горизонт, точнее прослой известняка, простирается не повсеместно и в направлении к задней стенке разреза замещается описанным ниже горизонтом BtC.

Горизонт BtCca, 55–100 см: сырой, буро-коричневый, глинистый, зернисто-ореховатый, с признаками мелкокомковатой и призмовидной структуры, плотный, с более или менее редкими включениями карбонатной крошки величиной до 3–5 мм в диаметре, повсеместно и особенно бурно в местах карбонатных скоплений реагирует с раствором HCl, на поверхности педов кое-где наблюдаются тёмные гумусовые налёты, наиболее заметные до глубины 80 см, ниже они локализуются главным образом вдоль корневых ходов.

Горизонт CDca, 100–170 см: сырой, красновато-коричневый, местами с зеленовато-серыми пятнами на глубине около 110–120 см, глинистый, ореховато-зернистый, с признаками комковатости, плотный, иногда с редкими включениями карбонатной крошки или щебня преимущественно величиной до 1–3,5 см в поперечнике, бурно реагирует с раствором HCl, как правило, только в местах нахождения карбонатов; с глубины 140 см на поверхности карбонатных скоплений заметны локальные налёты гидроксидов марганца, слабая тёмная лакировка вдоль корневых пор, ниже 160 см корни исчезают.

Результаты и обсуждение

Представленное описание свидетельствует о весьма оригинальном морфологическом облике дерново-карбонатной почвы. При этом обращает внимание следующее:

– во-первых, очевидное тяготение наиболее развитых тёмноцветных горизонтов $A_1[hh]$ к участкам с карбонатными прослоями;

– во-вторых, существенные различия окраски, структуры, сложения и других признаков верхнего (A_p) и нижнего ($A_1[hh]$) гумусовых горизонтов;

– в-третьих, сочетание в облике горизонта $BtCa$ признаков текстурной и переходной к материнской породе толщи, внешне напоминающей характерные для региона покровные суглинки.

Всё это вместе взятое даёт веские основания для предварительного заключения о полигенетичности рассматриваемой почвы. Судя по всему, она представляет собой ещё один, особый компонент, принадлежащий к интразо-

нальной группе. Это позволяет создать более широкий взгляд на послеледниковую эволюцию почвенного покрова Вятского Прикамья, формирующегося на различных по генезису и химико-минералогическому составу породах. В соответствии с систематикой, разработанной Караваевой с соавторами [5] для такого рода феноменов, ВГГ этой почвы по своей природе является инситным посткарбонатным педореликтом. Приведённые ниже аналитические материалы служат подтверждением сказанному (табл. 1 – 5).

Исследуемая дерново-карбонатная почва сформирована на элювии карбонатно-глинистых, местами собственно карбонатных пермских пород. Профиль имеет относительно однородный тяжелосуглинисто-глинистый состав (табл. 1). Преобладающие фракции пред-

Таблица 1

Гранулометрический состав дерново-карбонатной почвы со сложным органомонопрофилем Вятско-Камского Предуралья (разрез В-19)

Горизонт, глубина, см	Объемная масса, г/см ³	Содержание фракций в мм, %							
		1–0,25	0,25–0,05	0,05–0,01	0,01–0,005	0,005–0,001	<0,001	<0,01	>0,01
A _p , 0–30	1,56	<u>сл.</u>	<u>9,4</u>	<u>43,7</u>	<u>14,5</u>	<u>20,6</u>	<u>11,8</u>	<u>46,9</u>	<u>53,1</u>
		сл.	10,6*	49,6	16,5	23,4	–**	–	60,2
A ₁ [hh], 30–40	1,35	<u>сл.</u>	<u>7,3</u>	<u>31,7</u>	<u>10,7</u>	<u>20,0</u>	<u>30,3</u>	<u>61,0</u>	<u>39,0</u>
		сл.	10,5	45,5	15,3	28,7	–	–	56,0
40–48	1,35	<u>сл.</u>	<u>5,3</u>	<u>28,9</u>	<u>11,8</u>	<u>25,4</u>	<u>28,6</u>	<u>65,8</u>	<u>34,2</u>
		сл.	7,4	40,4	16,6	35,6	–	–	47,8
Mca, 48–55	–	–	–	–	–	–	–	–	
BtCa, 60–70	1,44	<u>сл.</u>	<u>3,8</u>	<u>17,6</u>	<u>18,8</u>	<u>31,3</u>	<u>28,5</u>	<u>78,6</u>	<u>21,4</u>
		сл.	5,4	24,6	26,3	43,8	–	–	29,9
70–80	1,44	<u>сл.</u>	<u>2,4</u>	<u>16,8</u>	<u>17,4</u>	<u>34,0</u>	<u>29,4</u>	<u>80,8</u>	<u>19,2</u>
		сл.	3,5	23,8	24,6	48,1	–	–	27,3
80–90	1,44	<u>сл.</u>	<u>6,7</u>	<u>19,3</u>	<u>13,7</u>	<u>34,1</u>	<u>26,2</u>	<u>74,0</u>	<u>26,0</u>
		сл.	9,1	26,1	18,6	46,2	–	–	35,2
90–100	–	<u>сл.</u>	<u>4,2</u>	<u>24,8</u>	<u>14,9</u>	<u>31,2</u>	<u>24,9</u>	<u>71,0</u>	<u>29,0</u>
		сл.	5,6	33,1	19,8	41,5	–	–	38,7
CDca, 100–110	–	<u>сл.</u>	<u>3,8</u>	<u>27,3</u>	<u>15,7</u>	<u>30,8</u>	<u>22,4</u>	<u>68,9</u>	<u>31,1</u>
		сл.	4,9	35,2	20,3	39,6	–	–	40,1
110–120	–	<u>сл.</u>	<u>3,7</u>	<u>28,0</u>	<u>12,5</u>	<u>34,5</u>	<u>21,3</u>	<u>68,3</u>	<u>31,7</u>
		сл.	4,6	35,6	15,9	43,9	–	–	40,2
125–135	–	<u>сл.</u>	<u>3,4</u>	<u>28,1</u>	<u>18,7</u>	<u>32,0</u>	<u>17,8</u>	<u>68,5</u>	<u>31,5</u>
		сл.	4,2	34,2	22,7	38,9	–	–	38,4
140–150	–	<u>сл.</u>	<u>3,1</u>	<u>25,0</u>	<u>19,4</u>	<u>32,9</u>	<u>19,6</u>	<u>71,9</u>	<u>28,1</u>
		сл.	3,9	31,0	24,2	40,9	–	–	34,9
160–170	–	<u>сл.</u>	<u>3,8</u>	<u>31,6</u>	<u>16,3</u>	<u>27,9</u>	<u>20,4</u>	<u>64,6</u>	<u>35,4</u>
		сл.	4,8	39,7	20,4	35,1	–	–	44,5

Примечания: * – под чертой – в пересчёте на обезыленную навеску; ** – не определяли.

Таблица 2

Валовой химический состав дерново-карбонатной почвы со сложным органопрофилем Вятско-Камского Предуралья (разрез В-19)

Горизонт, глубина, см	ППП, %	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	MnO	P ₂ O ₅
		% от прокалённой массы									
Ap, 0–30	8,0	78,42	12,08	4,40	1,40	2,05	1,50	2,82	1,02	0,30	0,20
A ₁ [hh], 30–40 40–48	10,0	72,79	16,76	6,47	1,82	2,09	1,13	2,54	0,98	0,38	0,11
	12,2	66,18	19,77	8,38	2,21	2,52	0,98	2,95	0,83	0,73	0,18
Mca, 48–55	8,2	33,41	11,86	3,78	44,06	2,05	0,49	1,27	0,37	0,58	0,26
BtCca, 60–70 80–90	8,6	62,15	18,62	8,89	5,78	3,43	1,37	2,35	0,89	0,16	0,19
	8,2	59,32	17,56	8,59	9,86	3,22	1,07	2,30	0,82	0,14	0,18
CDca, 100–110 125–135 160–170	8,5	63,64	18,60	8,66	3,47	3,43	1,30	2,35	0,93	0,10	0,21
	8,8	64,28	17,61	9,09	2,13	3,43	1,10	2,68	0,92	0,10	0,20
	8,8	64,76	17,94	9,29	2,17	3,55	1,26	2,36	0,96	0,11	0,23

Примечание: ППП – потеря при прокаливании.

ставлены крупной, тонкой пылью и илом. Заметно меньше частиц средней пыли и особенно песка. Суммарное содержание физической глины изменяется от 47% в пахотном слое до 81% на уровне горизонта BtCca, свидетельствуя о высокой степени вертикальной неоднородности профиля, обусловленной соответствующим распределением ила и отчасти тонкой пыли. Количество илистых частиц в пахотной толще почти вдвое меньше, чем в горизонте CDca, и примерно втрое меньше, чем в средней части профиля. Примечательно, что максимум концентрации ила приходится на горизонт A₁[hh], «зажатый» между пахотным слоем и нижележащим горизонтом BtCca.

Определение гранулометрического состава в пересчёте на обезыленную навеску наглядно выявляет весомый вклад литогенного фактора в явлении глинистой неоднородности, судя по всему, возникшей на допочвенной стадии формирования материнских пород. Подобная картина достаточно обычна для местных коренных, слоистых по составу, почвообразующих субстратов. Литогенный рубеж пролегает на уровне горизонта BCca. Однако сказанное «не снимает ответственности» с элювиальных процессов педогенеза за дифференциацию минеральной фазы. В этом убеждает отсутствие резких различий в содержании песчано-пылеватых фракций в пределах системы глинистых по составу горизонтов Ap + A₁[hh], определённом расчётным путем, тогда как, судя по поведению ила, линия раздела пролегает именно по границе между ними. Очевидно, накопление ила в ВГГ стимулировалось экранирующим влиянием подстилающего карбонатного горизонта BCca. Для

сравнения отметим, что в других типах почв со сложным органопрофилем Вятского Прикамья максимум иллювиальной аккумуляции глины, ввиду отсутствия карбонатного барьера, располагается, как правило, значительно ниже – на уровне горизонтов Bt1 или Bt2 [3]. В рассматриваемой нами почве не исключается и соответствующий вклад агролессыважа, провоцируемый усадкой и трещинообразованием карбонатно-глинистых пород в сухой сезон.

Итак, результаты гранулометрического анализа позволяют говорить о наличии первичной – литогенной (на рубеже между горизонтами A₁[hh] и BtC или Mca) – и, возможно, вторичной, наложенной на неё позднее педогенной (между горизонтами Ap и A₁[hh]) природе текстурной дифференциации анализируемого профиля. Это является специфической особенностью анализируемой дерново-карбонатной почвы с ВГГ по сравнению с другими типами почв со сложным органопрофилем исследуемого региона. У последних оба гумусовых горизонта значительно обезылены в результате лессивирования ила в срединную толщу профилей и мало или почти не различаются по гранулометрическому составу. В рассматриваемом здесь случае поднятие текстурной границы на уровень раздела системы горизонтов Ap и A₁[hh], вероятно, объяснимо наличием близкого к поверхности карбонатного геохимического барьера.

Отмеченная выше литогенная неоднородность исследуемой почвы, по нашему мнению, не является показателем возможного погребения некогда поверхностного гумусового горизонта и превращения его в ВГГ, как

Таблица 3

Молекулярные отношения и содержание подвижного железа и алюминия в дерново-карбонатной почве со сложным органопрофилем Вятско-Камского Предуралья (разрез В-19)

Горизонт, глубина, см	Молекулярные отношения				Подвижные Fe ₂ O ₃ и Al ₂ O ₃				
	SiO ₂ / Al ₂ O ₃	SiO ₂ / Fe ₂ O ₃	SiO ₂ / R ₂ O ₃	Al ₂ O ₃ / Fe ₂ O ₃	I*	II**			
					Fe ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃ ***	
					%				I*
Ap, 0–30	11,0	47,5	8,9	4,3	0,96	0,18	0,39	23,7	4,44
A ₁ [hh], 30–40 40–48	7,4	29,8	5,9	4,0	1,10	0,15	0,54	18,8	2,56
	5,7	21,1	4,5	3,7	но	но	но	но	но
Msca, 48–55	4,7	23,6	4,0	4,9	0,30	0,03	0,18	8,6	0,86
VtCca, 60–70 80–90	5,7	18,6	4,3	3,3	2,87	0,03	0,42	35,3	0,37
	5,7	18,4	4,4	3,2	1,86	0,03	0,31	23,6	0,38
CDca, 100–110 125–135 160–170	5,8	19,6	4,5	3,4	2,58	0,03-	0,25	32,6	0,38
	6,2	18,9	4,7	3,0	но	но	но	но	но
	6,1	18,6	4,6	3,0	2,56	0,03	0,31	30,2	0,36

Примечания: * – по Мера и Джексону; ** – по Тамму; *** – % от валового железа; но – не определяли.

полагают некоторые учёные [6]. Подтверждением этого может служить отсутствие фактов подобной стратификации в большинстве изученных ранее почв со сложным органопрофилем иной типовой принадлежности, сформированных на гранулометрически весьма однородных покровных лессовидных суглинках бассейна Вятки и Камы и имеющих в своём составе ВГГ.

Валовой химический состав коррелирует с относительным содержанием физического песка и глины в различных толщах профиля (табл. 2, 3). Максимальное количество SiO₂ приходится на горизонт Ap, ниже оно заметно снижается и затем вновь незначительно возрастает в направлении материнской породы, корреспондируя с элювиально-иллювиальным перераспределением полуторных оксидов. Вертикальное распределение Na₂O тесно взаимосвязано с содержанием SiO₂ в профиле, что объяснимо их входением преимущественно в первичные силикаты. Наряду с Al и Fe в существующей обстановке элювиированию подверглись и щелочноземельные катионы. Концентрация K₂O мало варьирует в профиле вследствие тяжёлого гранулометрического состава почв, а его максимум в пахотном слое, по-видимому, объясняется внесением удобрений.

Аномалию представляет слой известняка, условно именуемый нами как горизонт Msca, обогащённый CaO, с небольшой примесью силикатного мелкозёма. Другой особенностью нижней части глинистой толщи профиля (горизонт VtC и т. п.), например, по сравнению с серыми лесными почвами со сложным органопрофилем, развитыми на типичных для дан-

ного региона покровных суглинках [3], является повышенное содержание полуторных оксидов вследствие утяжелённого гранулометрического состава коренных пород перми.

Из данных таблицы 3 следует, что дерново-карбонатная почва обладает достаточно высоким количеством дитионит-растворимого железа, около 1% в гумусово-аккумулятивной и 2–3% в нижележащих толщах профиля. По отношению к валовому количеству это соответствует 20–24% в органо-минеральных и 25–35% в минеральных горизонтах. Тем самым кривая вертикального распределения данной формы железа сходна с поведением валового железа, указывая на вероятность иллювиирования несиликатных соединений данного элемента. Иначе выглядят показатели для оксалат-растворимого железа и алюминия: абсолютное количество железа, в частности, на 1–2 порядка уступает содержанию его дитионит-растворимой формы, а профильное распределение носит диаметрально противоположный характер. Максимум данной формы – лишь около 2,5–4,5% от валового количества приходится на гумусово-аккумулятивную толщу; в минеральных горизонтах она составляет лишь десятые доли процента от общего железа. Это косвенно указывает на отсутствие элювиально-глеевого процесса, типичного для ряда других типов почв со сложным органопрофилем Вятского Прикамья. Из совокупности наиболее вероятных педогенных механизмов, участвующих в формировании данной почвы, наиболее реальны выщелачивание и провоцируемое им оглинивание срединного, а возможно, и второго гумусового горизонта. Последнее возможно благодаря рас-

творению известковых материалов и отмучиванию примеси глинного компонента из карбонатной материнской породы в условиях периодически промывного водного режима. Не исключается также и частичное вертикальное перераспределение ила между обоими гумусовыми горизонтами за счёт обезыливания первого из них.

Гумусное состояние – ещё один убедительный показатель своеобразия природы рассматриваемой дерново-карбонатной почвы и наличия качественных различий органического вещества (ОВ) верхнего и нижнего гумусовых горизонтов, очевидность которых не вызывает сомнений уже на стадии визуального знакомства с профилем (табл. 4). Количество гумуса составляет 3,5–2,5% в гумусово-аккумулятивных и быстро падает до 0,6% в более глубоких минеральных горизонтах. Нижний гумусовый горизонт A₁[hh], несмотря на интенсивную тёмную, близкую к чёрной окраску, в 1,3–1,5 раза уступает горизонту Ap по содержанию гумуса. Подобное явление характерно для всех исследованных нами ранее почв со сложным органо-профилем Вятско-Камского Предуралья [3]. Это свидетельствует о наличии глубоких различий в гумусном состоянии сравниваемых горизонтов, подтверждаемых и результатами анализа фракционно-группового состава гумуса. Гидролизуемая часть гумусовых веществ составляет около 50–55% в верхней и падает до 40% в нижележащей толще профиля. Между обоими гумусовыми горизонтами не наблюдается значимых различий по этому показателю. Больше разница в степени растворимости гумуса между гумусово-аккумулятивной и минеральной частями профиля, что обусловлено повышенной глинистостью и коагулирую-

щим воздействием катиона кальция нижних горизонтов.

В составе экстрагируемых групп гумуса гуминовые кислоты (ГК) явно доминируют во всех исследуемых горизонтах. Причём степень гуматности темноцветного горизонта A₁[hh] резко превосходит данный показатель для горизонта Ap. Этим объясняются «ножницы» между окраской и содержанием гумуса в каждом из гумусовых горизонтов – феномен, характерный для всех почв со сложным органо-профилем Вятско-Камского и других регионов страны, но, по-видимому, впервые отмеченный для интразональных почв с аналогичным строением профиля. Принимая во внимание взгляды Орлова [7], высказывающего сомнения в специфичности фульвокислот (ФК), всё же следует признать, что вышеупомянутые различия показателей гуматности, или степени гумификации, вероятно, не случайны. Они отражают условия, в которых происходило формирование органической составляющей каждого из гумусовых горизонтов. К такого рода выводам склоняет и большинство материалов о почвах со сложным органо-профилем Вятского Прикамья.

Фракционный состав гумусовых кислот также имеет свои особенности, отвечающие типовой принадлежности исследуемой почвы и специфике отдельных генетических горизонтов. В составе гуминовых кислот всех горизонтов господствует фракция ГК2, связанная с кальцием. Её доля составляет около 80–90% в гумусово-аккумулятивных и почти 70% в нижележащих горизонтах. Нижний гумусовый горизонт в 1,4–1,7 раза превосходит пахотный слой по содержанию чёрных ГК. Это может быть удовлетворительно объяснено только в случае привлечения широко

Таблица 4

Состав гумуса дерново-карбонатной почвы со сложным органо-профилем Вятско-Камского Предуралья, % от общего углерода (разрез В-19)

Горизонт, глубина, см	Гумус, %	С _{общ} ,	ГК1	ГК2	Сумма СКР	ФК1а	ФК1	ФК2	Сумма СФК	НГО	С _{гк} /С _{фк}
Ap, 0–30	3,48	2,02	6,4	23,3	29,7	4,1	11,4	3,0	18,5	51,8	1,6
A ₁ [hh], 30–40	2,64	1,53	3,9	39,2	43,1	6,0	2,6	3,9	12,5	44,4	3,4
	2,36	1,37	2,9	32,8	35,7	7,7	4,4	0	12,1	52,2	3,0
BCca, 48–55	0,64	0,37	но	но	но	но	но	но	но	но	но
	0,66	0,38	5,3	10,5	15,8	15,8	0	7,9	23,7	60,5	0,7
	0,64	0,37	но	но	но	12,4	но	но	но	но	но
CDca, 100–110	0,68	0,39	но	но	но	10,8	но	но	но	но	но

Примечание: НГО – негидролизуемый остаток; но – не определяли.

Таблица 5

Физико-химические и агрохимические свойства дерново-карбонатной почвы со сложным органопрофилем Вятско-Камского Предуралья (разрез В-19)

Горизонт, глубина, см	рН		Гидролит, кислотн.	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Степень насыщен.	Гумус	N общ.	NH ₄ ⁺	NO ₃	P ₂ O ₅	K ₂ O	
	H ₂ O	KCl											мг-экв./100 г
Ap, 0–30	5,8	5,4	3,1	17,4	2,1	86	3,48	0,192	0,6	1,0	29,9	19,7	
A ₁ [hh], 30–40	6,3	5,4	2,9	29,3	1,7	91	2,64	0,140	0,5	0,2	5,5	14,8	
	40–48	6,7	5,7	2,4	43,7	1,9	95	2,36	0,142	0,7	0,2	10,5	19,7
Мса, 48–55	8,4	7,5	0,2	15,6	1,2	99	0,64	но	0,3	0,5	0	3,7	
BtCca, 60–70	70–80	8,1	7,0	0,6	44,9	1,6	99	0,66	0,011	0,4	0,3	31,4	9,0
	80–90	8,1	7,0	0,6	46,6	1,7	99	0,66	но	0,3	0,2	45,2	9,7
	90–100	8,2	7,0	0,4	41,1	1,7	99	0,64	но	0,3	0,3	0	4,1
	CDca, 100–110	8,4	7,0	0,4	42,7	1,6	99	0,68	но	0,3	0,3	4,9	5,5
	110–120	8,4	7,0	0,5	44,3	1,1	99	0,68	но	0,3	0,2	66,2	9,1
125–135	8,3	7,0	0,5	43,9	1,1	99	сл,	но	0,3	0,1	83,5	9,8	
140–150	8,1	6,3	0,6	45,4	0,9	99	сл,	но	0,3	0,1	67,5	9,7	
160–170	8,3	6,7	0,5	48,4	0,8	99	сл,	но	0,4	0,2	79,2	10,7	
0–20	8,0	6,6	0,6	44,6	0,8	99	сл,	но	0,3	0,2	75,6	9,9	
0–20	–	–	–	–	–	–	108,6	но	–	–	–	–	
0–50	–	–	–	–	–	–	206,2	но	–	–	–	–	
0–100	–	–	–	–	–	–	249,0	но	–	–	–	–	

Примечания: P₂O₅, K₂O – подвижные (обменные) формы; курсивом обозначены запасы гумуса в т/га; но – не определяли.

известной палеогеографической информации [4, 8], согласно которой в истории почвенного покрова рассматриваемой провинции имела место особая тёмноцветная, аккумулятивная стадия педогенеза. Здесь же уместно подчеркнуть, что повышенная гуматность горизонта A₁[hh], в сочетании с преобладанием в нём чёрных ГК, составляет наиболее яркую химическую особенность данной почвы. Отмеченное вновь ставит её в один ряд с другими типами почв со сложным органопрофилем рассматриваемого региона. Среди последних по фракционному составу ГК к ней наиболее близки серые лесные тёмногумусовые и гумусово-глеевые почвы с ВГГ [3]. Фракционный состав ФК не обнаруживает столь же чётких закономерностей распределения как в целом для профиля, так и для отдельных генетических горизонтов. Возможно, это объясняется неспецифичностью этой группы гумусовых веществ, о чём упоминалось выше. Исключение составляет наиболее агрессивная фракция ФК1а с максимумом в горизонте BtC, свидетельствующим об интенсивном вымывании сюда подвижных фракций фульвокислот в современных условиях.

Таким образом, фракционно-групповой анализ указывает на своеобразие природы гумуса, позволяя с большой долей уверенности

говорить о полигенетичности органопрофиля исследуемой почвы.

Результаты радиоуглеродного датирования ГК, выделенных из нижнего тёмноцветного горизонта, подтверждают сказанное. Абсолютный возраст фракции ГКЗ составляет 7240±80 лет (ЛУ-4508). Это свидетельствует о реликтовости органического вещества горизонта A₁[hh], возраст которого совпадает с раннеатлантической фазой голоцена. Аналогичные даты получены нами прежде для почв со сложным гумусовым профилем Вятского Прикамья иной типовой принадлежности [3].

С учётом вышеизложенного, волнистые очертания нижней границы второго гумусового горизонта могут быть обязаны повышенной исходной карбонатности коренных пород и щёлочности почвенных растворов, провоцирующих нисходящую миграцию чёрных ГК. Такой процесс в своё время лёг в основу гипотезы о современной иллювиальной природе вторых гумусовых горизонтов [9]. Однако, судя по древнему возрасту ГК горизонта A₁[hh], подобные явления если и имели место, то не в настоящий период, а в первой половине голоцена, когда в создании щелочной среды мог принимать участие и ион натрия – возможное наследие валдайской криоксерофитной перигляциальной эпохи.

Нижний гумусовый горизонт не может быть и более древним – позднплейстоценовым, как это обосновывалось некоторыми исследователями в отношении серых лесных почв центра Русской равнины [10]. Сказанное подтверждают предпринятые нами параллельные определения возраста гумуса остаточных – В[hh] и погребённых – [AG] – горизонтов, залегающих соответственно на глубинах 30–40 (до 120 см) и 140–160 см в профилях серых лесных глееватых почв рассматриваемого региона со вторыми (и третьими – В[hh]) гумусовыми горизонтами [7]. Полученные даты – 7140 ± 150 лет для горизонта В[hh] и 10760 ± 140 лет для горизонта [AG] – исключают такое допущение. Подобная «субординация» возраста гумуса сравниваемых горизонтов находится в явном диссонансе с вышеупомянутыми взглядами сторонников как современного, так и доголоценового происхождения горизонтов А₁[hh], В[hh] и т. п.

Об актуальных свойствах можно судить по данным таблицы 5. Показатели обменной кислотности в гумусово-аккумулятивных горизонтах средне-слабокислые и нейтральные в остальных толщах профиля. Гидролитическая кислотность также невелика – до 2,5–3 мг-экв/100 г почвы в гумусовых и не более 0,6 мг-экв/100 г почвы в нижележащих карбонатных горизонтах. Содержание обменных форм кальция и магния довольно высокое – около 20 мг-экв/100 г – в пахотном горизонте и сразу под ним возрастает в 1,5–2 раза благодаря карбонатно-глинистому составу материнских пород. Среди поглощённых катионов ведущие позиции занимает кальций – не менее 90–95% от суммы оснований. Исследуемая почва в целом обладает высокой ёмкостью катионного обмена. Даже в относительно облегчённом по гранулометрическому составу и умеренно гумусированном пахотном слое она превосходит 20 мг-экв/100 г, а в глубже лежащих средне- и тяжелоглинистых горизонтах возрастает ещё в 2–2,5 раза. Исключением является грубоскелетный горизонт Мса, где ёмкость поглощения наименьшая. Показатели насыщенности данной почвы основаниями весьма высокие – 85–90% в верхних тёмноцветных горизонтах и достигают предельных величин в остальных зонах профиля.

При условии сохранения периодически промывного водного режима следует ожидать дальнейшего подкисления и элювиальной деградации данной почвы за счёт выщелачивания карбонатов вследствие усиления влажности климата в последние 5 тыс. лет [3, 4].

Количество гумуса, как упоминалось ранее, снижается с 3,5% в пахотном слое до 2,5% в подстилающем реликтовом тёмноцветном горизонте и далее вниз резко обрывается до 0,7% и менее. Запасы гумуса средние – 250 т/га в метровой толще; из них более 80% приходится на верхнюю часть профиля. Судя по содержанию ОВ (и его качественному составу), настоящая почва относится к категории средне- и малогумусных гуматно-кальциевых с аккумулятивно-регрессивным типом органо-профиля. По гумусному состоянию она сопоставима с зональными серыми лесными почвами региона, но отличается повышенным индексом гуматности ОВ.

Содержание аммиачных и особенно нитратных форм азота очень низкое, не превышающее в сумме 1 мг /100 г почвы почти ни в одном из горизонтов. Напротив, количество подвижных форм фосфора и обменного калия в пахотной толще очень высокое, особенно первого из элементов. По-видимому, это связано с последствием химизации, в недалёком прошлом широко практикуемой в земледелии данного региона. На уровне второго гумусового горизонта количество обменного калия незначительно, а подвижного фосфора резко снижается.

Таким образом, среди рассмотренных агрохимических показателей, наиболее лимитирующим, с точки зрения плодородия, является содержание гумуса и усваиваемых форм азота. В этом отношении вновь обнаруживается аналогия с серыми лесными почвами исследуемой территории.

Изложенные материалы в совокупности позволяют сделать заключение о наличии в пределах Вятского Прикамья ещё одной специфической, принципиально новой интразональной группы почв со сложным органо-профилем, принадлежащей к дерново-карбонатному типу. Она имеет в своём составе второй реликтовый гуматно-кальциевый гумусовый горизонт с возрастом гуминовых кислот свыше 7 тыс. лет, отвечающий атлантическому времени голоцена. Этот тёмноцветный раритет с полным основанием может быть отнесён к категории инситных посткарбонатных педореликтов остаточной природы, теоретически обоснованной Караваевой, Черкинским и Горячкиным [5]. Он ставит под сомнение взгляды исследователей, отстаивающих идею погребённой природы вторых гумусовых горизонтов, и в качестве аргументации ссылающихся на отсутствие такого рода явлений в профилях дерново-карбонатных почв [6]. Наши исследо-

вания подтверждают факт реальности данных образований, априори предсказанных ранее упомянутыми учёными. Более осторожного отношения требует их положение относительно того, что посткарбонатные вторые гумусовые горизонты могут являться «...свидетелями не смены ландшафтно-климатических условий, а затянувшейся во времени дерново-карбонатной (предподзолистой) стадии саморазвития; ландшафтно-климатические смены голоцена ввиду карбонатности почв вообще могли не отразиться или слабо отразиться в их профиле...» [5].

Опираясь на вышеизложенное, а также палеогеографические материалы, всё же можно констатировать, что в пределах востока Русской равнины на рубеже атлантической и суббореальной стадий голоцена произошла смена комплекса факторов почвообразования в направлении гумусовой и текстурной дифференциации профиля. В противном случае должна была осуществляться медленная эволюционная трансформация минеральной и органической фазы почв с непрерывным омоложением гумуса, чего не наблюдается в нашем случае. Напротив, древность ГК горизонтов $A_1[hh]$ разреза В-19 может свидетельствовать, что на указанном рубеже произошли кардинальные био-климатические изменения в сторону усиления элювиальной составляющей процессов педогенеза. В итоге они привели к дифференциации ранее единой гумусово-аккумулятивной толщи на современные горизонты АУ (Ap) и $A_1[hh]$.

Описанная дерново-карбонатная почва со сложным органопрофилем имеет достаточные основания рассматриваться в качестве одного из первых звеньев в ряду деградационной трансформации серии типов почв со сложным органопрофилем Вятского Прикамья, начавшейся около 5 тыс. лет назад. Её профиль в целом и второй тёмноцветный горизонт в частности в относительно меньшей степени, по сравнению с другими типами почв с ВГГ подверглись элювиальным процессам вследствие высокой исходной насыщенности основаниями почво-грунтов. Однако в условиях относительно холодного и влажного климата, пришедшего во второй половине голоцена на смену предшествующему, более тёплому и засушливому, ей не удалось противостоять процессам элювиальной природы, как и другим группам почв южной тайги и смешанных лесов востока ЕТР со сложным органопрофилем [3]. Различия заключаются лишь в меньшей степени оподзоливания данной почвы, благодаря высокой исходной карбонатности материнской породы.

Таким образом, факт наличия в составе почвенного покрова Вятско-Камского Предуралья объектов подобного рода даёт основание для предположения о том, что карбонатность пород, наряду с климатом, могла быть одной из предпосылок формирования в первой половине голоцена на столь высоких широтах тёмноцветных почв с мощностью гумусовых горизонтов до 40–50 см и более, принадлежащих к дерново-карбонатному, серому лесному и некоторым другим типам. В настоящее время они развиваются при сочетании следующих основных аккумулятивных (гумусообразование, гумусонакопление, в целинных условиях с подстилкообразованием), элювиальных (выщелачивание, лессиваж, дегумификация ВГГ) и педометаморфических (оглинение, сапролитизация горизонта CDca) процессов. Судя по повышенному отношению $C_{гк}/C_{фк}$ ВГГ, деградация их реликтового ОВ сопровождается параллельным увеличением степени его гуматности за счёт минерализации наиболее лабильных фульватных компонентов. По существу, данные почвы постепенно эволюционируют в направлении зональных серых и дерново-подзолистых почв, принадлежащих к роду со вторым гумусовым горизонтом. Все они ещё хранят в своём профиле следы предшествующего этапа педогенеза с большей интенсивностью гумусово-аккумулятивных процессов и не вполне адекватны современным биоклиматическим условиям. Эти раритетные почвы, наряду с другими [3], являются составной частью ценного природного наследия востока европейской России. Они с полным основанием заслуживают включения в Красные книги почв России и Кировской области в статусе уникальных или редких почв.

Выводы

1. В пределах зоны смешанных лесов Вятского Прикамья, наряду с дерново-подзолистыми, серыми лесными и другими типами почв с реликтовыми тёмноцветными гумусовыми горизонтами, сформированными на покровных лессовидных и элювиально-делювиальных суглинках, выявлены интразональные дерново-карбонатные почвы на элювии коренных пермских пород, принадлежащие к особой группе «инситных посткарбонатных педореликтов», наличие которых теоретически было предсказано Н. А. Каравевой с коллегами в конце прошлого века [5].

2. Данные почвы характеризуется наличием второго гумусового горизонта с возрас-

том гуминовых кислот свыше 7000 лет, идентичным таковому у других типов почв со сложным органопрофилем исследуемого региона и соответствующим атлантическому (неолитическому) времени голоцена.

3. Повышенная карбонатность почвообразующих пород оказывала стимулирующее влияние на гумусово-аккумулятивные процессы в условиях умеренно влажного климата раннего и среднего голоцена, но она не смогла противостоять активизации элювиальных процессов во второй, более гумидной половине голоцена, вызвавшей дифференциацию ранее единого органопрофиля на два гетерохронных гумусовых горизонта.

4. В настоящее время данные почвы формируются в режиме наложенной эволюции с элементами стирающей при ведущей роли гумусообразования, гумусонакопления, сочетающихся с декарбонатизацией, оглинением, лессиважем, сапролитизацией нижней части профиля, деградацией ОВ ВГГ и некоторыми другими процессами.

Литература

1. Гагарина Э. И. Особенности почвообразования в северной тайге на карбонатных породах // Первое ре-

гиональное совещание почвоведов северо- и среднетаёжной подзон Европейской части ССС: Тезисы докл. Петрозаводск. 1968. С. 73–75.

2. Тюлин В. В. Почвы Кировской области. Киров. 1976. 288 с.

3. Прокашев А. М. Генезис и эволюция почв бассейна Вятки и Камы. Киров. 2009. 386 с.

4. Прокашев А. М., Жуйкова И. А., Пахомов М. М. История почвенно-растительного покрова Вятско-Камского края в послеледниковье. Киров. 2003. 144 с.

5. Караваева Н. А., Черкинский А. Е., Горячкин С. В. Понятие «второй гумусовый горизонт»: опыт генетико-эволюционной систематизации // Успехи почвоведения. Советские почвоведы к XIII Межд. конгр. почвоведов. М. 1986. С. 167–173.

6. Соколов И. А. Почвообразование и экзогенез. М. 1997. 244 с.

7. Орлов Д. С. Почвенные фульвокислоты: история их изучения, значение и реальность // Почвоведение. 1999. № 9. С. 1165–1171.

8. Жуйкова И. А., Пахомов М. М., Прокашев А. М. Динамика и становление современного растительного и почвенного покрова Вятско-Камского региона в голоцене // Учение о зонах природы на переломе тысячелетий. Н. Новгород. 2000. С. 109–123.

9. Пономарева В. В., Плотникова Т. А. Гумус и почвообразование. Л. 1980. 222 с.

10. Алифанов В. М. Палеокриогенез и современное почвообразование. Пущино, 1995. 318 с.

Влияние фторида натрия на физико-химические свойства и интегральную токсичность почв в модельном эксперименте

© 2012. Ю. Н. Некрасова^{1,2}, м.н.с., аспирант,
 А. С. Олькова², к.т.н, ст. преподаватель, Е. В. Дабах^{3,4}, к.б.н., с.н.с., доцент,
¹Региональный Центр государственного экологического
 контроля и мониторинга по Кировской области ФГУ «ГосНИИЭНП»,
²Вятский государственный гуманитарный университет,
³Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми научного центра
 Уральского отделения РАН и Вятского государственного гуманитарного университета,
⁴Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
 e-mail: daphy@mail.ru

В статье приведены результаты исследований влияния возрастающих доз фторида натрия на физико-химические свойства почв и реакции бактерий тест-системы «Эколюм», тест-объектов *Paramecium caudatum*, *Daphnia magna* на загрязнение фторид-ионами. Установлено, что внесение фторида натрия в почву в концентрациях 100, 150, 200, 250, 300 и 350 ПДК приводит к увеличению щелочности, изменению подвижности лабильного органического вещества. Наиболее чувствительным тест-объектом для дерново-подзолистых почв при внесении фторида натрия является *Paramecium caudatum*.

The article shows the results of studies of sodium fluoride increasing doses effect on physico-chemical properties of soils and the response of bacteria of the test system «Ekolyum», as well as of the test objects *Paramecium caudatum*, *Daphnia magna* on contamination with fluoride ions. It is stated that the adding sodium fluoride in soil at concentrations of 100, 150, 200, 250, 300 and 350 MPC leads to alkalinity increase, as well as to change of labile organic matter the mobility. The most sensitive test object for sod-podzolic soils in conditions of sodium fluoride introduction is *Paramecium caudatum*.

Ключевые слова: фторид натрия, почвы, биотестирование

Keywords: sodium fluoride, soil, biotesting

При оценке долгосрочного воздействия опасных промышленных объектов на окружающую среду или последствий их воздействия (в штатных и аварийных ситуациях) уровень загрязнения определяется с помощью химических и биологических методов анализа. Методы химического анализа позволяют дать количественную оценку содержания загрязняющих веществ (ЗВ) и со временем выявить тенденции к накоплению или рассеянию их в окружающей среде. Биологические методы дают возможность определить влияние загрязнения на живые организмы. Подобную оценку проводят методами биотестирования, позволяющими учитывать синергическое действие токсикантов и биологические эффекты сверхмалых доз. Ни один из взятых отдельно методов биотестирования не позволяет сделать достаточно обоснованный вывод о токсичности природных сред. В связи с этим возникает необходимость использования нескольких методов и биологических объектов различных систематических групп. Токсичность определяется по наиболее чувствительному тест-объекту.

Живые организмы обладают разной устойчивостью и избирательностью по отношению к различным загрязняющим веществам. Например, показано, что чувствительность *Ceriodaphnia affinis* и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) к мышьяку и ртути циклически изменяется в зависимости от времени года [1]; по-разному реагируют на загрязнение почв тяжёлыми металлами, фосфорорганическими соединениями *Paramecium caudatum* бактерии тест-системы «Эколюм» [2, 3].

Реакция бактерий тест-системы «Эколюм», тест-объектов *Paramecium caudatum*, *Daphnia magna* на загрязнение почв фторид-ионами не изучена.

Фтор, согласно ГОСТ 17.4.1.02-83, относится к первому классу опасности, являясь токсичным элементом [4]. Имеются сведения, что при воздействии фторида натрия на почву активизируются биохимические процессы разложения органического вещества, о чём свидетельствует увеличение интенсивности выделения почвой CO₂ [5]. С другой стороны, известно, что под действием фтора происходит снижение интенсивности микробиологи-

ческих процессов (азотфиксации, нитрификации), имеет место накопление аммиачного азота в почвах [6].

Масштабы воздействия фторидов на почвы определяются её типом, а также концентрацией и составом фторидов. Наибольшую опасность представляет фторид натрия [7].

В Кировской области техногенными источниками поступления в окружающую среду соединений фтора являются такие предприятия, как завод полимеров (г. Кирово-Чепецк), производящий до 90% от общего объёма фторполимера в России [8], и объект по уничтожению химического оружия в Оричевском районе, на котором уничтожаются фторфосфорсодержащие отравляющие вещества.

Целью работы является оценка влияния возрастающих доз фторида натрия на физико-химические свойства и интегральную токсичность почв в модельном эксперименте.

Объекты и методы

Для эксперимента были использованы смешанные образцы из пахотного горизонта дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы, сформировавшейся на элювии красноцветных пермских глин. Почвы характеризуются невысоким содержанием гумуса ($2,3 \pm 0,5$ %) и фтора (содержание подвижного фтора – $1,5 \pm 0,3$ мг/кг, водорастворимого – $2,9 \pm 0,6$ мг/кг), но, в отличие от типичных дерново-подзолистых почв Кировской области, отобранные образцы имели нейтральную реакцию среды ($6,6 \pm 0,2$ ед. рН). Возможно, почвы были известкованы.

Модельный эксперимент по влиянию фторида натрия на токсикологические и некоторые химические свойства почвы проводили в лабораторных условиях.

Фторид натрия вносили в почву в виде раствора в количествах 1000, 1500, 2000, 2500, 3000 и 3500 мг/кг, что соответствует 100, 150, 200, 250, 300, 350 ПДК водорастворимой формы (10 мг/кг) [9]. Почвы экспонировали в контейнерах 30 суток при комнатной температуре и постоянной влажности.

В качестве тест-объектов были выбраны организмы разных систематических групп: бактерии (люминесцентный штамм *Escherichia coli*), простейшие (*Paramecium caudatum*) и низшие ракообразные (*Daphnia magna*).

Определение интегральной токсичности почвы с помощью *Paramecium caudatum* (инфузория-туфелька) основано на установлении параметра поведенческой хемотаксиче-

ской реакции тест-объекта с помощью прибора из серии «Биотестер» [10]. По степени токсичности пробы классифицируются: I группа – «допустимая степень токсичности», II группа – «умеренная степень токсичности», III – «высокая степень токсичности».

Биотест с использованием рачков дафний является классическим методом в экотоксикологии [11]. Опыт проводился на молоди дафний (возраст не более суток), продолжался 96 часов. Токсичность оценивали по уровню смертности особей.

Тестирование проводилось также с помощью системы «Эколюм». Бактерии тест-системы «Эколюм» дают дифференцированную оценку качеству среды. Методика предполагает использование культуры люминесцентных бактерий-биосенсоров, содержащихся в среде инертных газов в специальных стеклянных флаконах. Определяется изменение биолюминесценции бактерий при воздействии химических веществ, присутствующих в пробе, по сравнению с контролем [12]. Данный показатель отражается в значении индекса токсичности T, по величине которого пробу относят к одной из групп токсичности: группа I – «проба не токсична», группа II – «проба средне токсична», группа III – «проба сильно токсична».

Биотестирование с использованием инфузорий и бактерий тест-системы «Эколюм» относится к экспресс-методам, так как экспозиция составляет 30 минут.

Перед постановкой основного модельного опыта был проведён эксперимент для выявления диапазона доз фторида натрия, оказывающих воздействие на исследуемые живые организмы при загрязнении почвы.

Эксперимент проводился с использованием тест-системы «Эколюм» и инфузорий. Оказалось, что внесение в почву 5, 10, 50 ПДК фторида натрия не изменяет показатели её интегральной токсичности. Соответственно для детальных исследований использовали более высокие дозы токсиканта.

Реакцию среды (рН), содержание подвижного и водорастворимого фтора в почвах определяли общепринятыми методами [13, 14]. Для определения гумуса в почвах использовали метод И.В. Тюрина в модификации ЦИ-НАО [15]. Выделение и количественный химический анализ лабильных гуминовых (ГК) и фульвокислот (ФК) выполняли по методу Кононовой и Бельчиковой с фотометрическим окончанием [16]. Каждый опыт проводили в трёх повторностях, результаты статистически обработаны.

Результаты и их обсуждение

При внесении возрастающих доз фторида натрия было отмечено изменение интенсивности окраски водных вытяжек. Известно, что фторид натрия способен изменять некоторые характеристики почв [4, 6, 7]. В связи с этим в исследуемых образцах после внесения фторида натрия помимо содержания подвижного и водорастворимого фтора определяли рН водной и солевой вытяжек (табл. 1), содержание лабильного углерода, соотношение углерода лабильных соединений гумусовых кислот – ГК и ФК (табл. 2).

Исследования показали, что внесение фторида натрия приводит к увеличению щёлочности (табл. 1). Резкий скачок рН отмечен при внесении NaF в дозе, соответствующей 100 ПДК. Дальнейшее увеличение количества вносимого фторида приводило к постепенному росту рН.

Известно, что для дерново-подзолистых почв наиболее вероятен анионо-обменный характер адсорбции F⁻ ионов и OH⁻ ионов. Такой вид адсорбции возможен на положительно заряженных коллоидах, содержащих в компенсирующем слое OH⁻ ионы [6].

С ростом рН прочность связи фторид-ионов с твёрдой фазой почвы уменьшается, о чём свидетельствует увеличение доли вышедшего в раствор фтора от внесённого, особенно начиная с концентрации, соответствующей 200 ПДК (табл. 1).

Фтористый натрий оказывает влияние на поведение органического вещества в исследуемых образцах почв (табл. 2). С ростом концентрации фторидов происходит постепенное возрастание содержания лабильных гуминовых кислот, значительно изменяется соотношение лабильных ГК и ФК (становится больше 1), при том, что содержание общего лабильного углерода в вытяжке уменьшается при дозе 100 ПДК и остаётся почти неизменным при дальнейшем увеличении доз вплоть до 350 ПДК (табл. 2).

С ростом концентрации фторидов в условиях щёлочной реакции среды происходит насыщение нерастворимых гумусовых веществ щелочными металлами и переход их в фазу раствора. Фторид натрия также способствует переходу в раствор золя железа [7]. Происходит разрушение твёрдой фазы почв.

Необходимо отметить, что при внесении солей натрия (хлорида, нитрата), анион кото-

Таблица 1
Изменение кислотности, концентрации подвижного (F_п) и водорастворимого (F_в) фтора в зависимости от дозы внесенного в почву фторида натрия

Доза фторида натрия	рН _{вод.}	рН _{сол.}	Подвижная форма (F _п)		Водорастворимая форма (F _в)		F _в / F _п
			мг/кг	доля от вносимого, %	мг/кг	доля от вносимого, %	
0 (контроль)	7,21	6,58	1,5±0,3	–	2,96±0,59	–	1,97
100 ПДК	7,90	6,75	59,6±5,9	6	219,3±2,2	22	3,68
150 ПДК	7,95	6,85	92,9±9,3	6	327,1±33	22	3,52
200 ПДК	8,05	6,92	216,1±21	11	561,1±56	28	2,59
250 ПДК	8,08	7,05	308,9±31	12	701,1±70	28	2,27
300 ПДК	8,12	7,11	476,4±47	16	875,7±87	29	1,84
350 ПДК	8,15	7,18	631,6±63	18	1022,3±102	29	1,62

Таблица 2
Изменение содержания углерода лабильных органических соединений в зависимости от внесенной дозы фторида натрия

Доза фторида натрия	С гк+фк, %	С гк, %	С фк, %	С гк/С фк
0 (контроль)	0,585±0,117	0,185±0,04	0,40±0,08	0,46
100 ПДК	0,51±0,10	0,21±0,04	0,30±0,06	0,70
150 ПДК	0,53±0,16	0,29±0,06	0,24±0,05	1,21
200 ПДК	0,50±0,10	0,28±0,06	0,21±0,04	1,33
250 ПДК	0,51±0,10	0,31±0,06	0,20±0,04	1,55
300 ПДК	0,49±0,10	0,32±0,06	0,17±0,03	1,88
350 ПДК	0,495±0,09	0,34±0,07	0,155±0,03	2,19

Таблица 3

Результаты биотестирования почв, загрязнённых фторидом натрия

Вариант модельного опыта	Результат биотестирования			Заключение
	по бактериям тест-системы «Эколюм» (индекс токсичности, у.е.)	по <i>Paramecium caudatum</i> (индекс токсичности, у.е.)	по <i>Daphnia magna</i> (смертность особей, %)	
Контроль	0 (-280,19±28,19)	0 (-0,143) I группа	0	Проба не оказывает острого токсического действия
100 ПДК	0 (-493,51±54,86)	0 (-0,305) I группа	0	Проба не оказывает острого токсического действия
150 ПДК	0 (-262,38±24,56)	0 (-0,238) I группа	0	Проба не оказывает острого токсического действия
200 ПДК	0 (-252,71±19,16)	0 (-156) I группа	0	Проба не оказывает острого токсического действия
250 ПДК	0 (-220,76±34,78)	0 (-0,134) I группа	0	Проба не оказывает острого токсического действия
300 ПДК	0 (-179,08±7,72)	0 (-0,045) I группа	3,3	Проба не оказывает острого токсического действия
350 ПДК	0 (-147,96±14,03)	1,30* III группа	6,67	Проба остро токсична

Примечание: * – проба разбавлена в 2 раза.

рых не обладает средством к поливалентным катионам в тех же концентрациях, подщелачивания и увеличения подвижности органического вещества не происходит [4].

Ранее неоднократно отмечалось увеличение содержания водорастворимого органического вещества под влиянием возрастающих доз фторида натрия [4, 6, 7]. В нашем случае содержание лабильного органического вещества уменьшается при внесении фторида натрия в почву контроля, а затем остаётся постоянным (табл. 3).

Таким образом, внесение возрастающих доз фторида натрия существенно влияет на свойства дерново-подзолистых почв. В частности, происходит подщелачивание почв, в условиях щелочной среды концентрация лабильного органического вещества незначительно снижается, при этом соотношение гуминовых и фульвокислот в его составе резко возрастает.

Дозы фторида натрия, действие которых изучалось в эксперименте с почвами, были предварительно протестированы в водных растворах. Концентрации водных растворов соответствовали вариантам опыта на почвах. При этом исходили из допущения,

что вся добавка в почву перейдёт в раствор в процессе приготовления водной вытяжки. В результате этого тестируемые растворы содержали 0,17, 0,25, 0,42, 0,5, 0,58 ПДК (1,5 мг/дм³) фторида натрия. Все модельные растворы оказались высокотоксичными как для бактерий тест-системы «Эколюм», так и для инфузорий.

Отличие от воды почвы обладают способностью нейтрализовать воздействие загрязняющих веществ. Выбранные тест-организмы по-разному реагировали на загрязнение почв фторидами. Результаты отражены в таблице 3.

Сравнивая результаты определения токсичности водных растворов и почвенных вытяжек, можно сделать вывод, что благодаря буферным свойствам почв токсичность водных вытяжек проявляется лишь при очень высоких дозах внесения фторида натрия, соответствующих 350 ПДК (табл. 3, 4).

С помощью двух экспресс-методов в интервале загрязнения от 100 до 300 ПДК выявлена закономерная стимуляция тест-функций (биолюминесценции и хемотаксиса) по сравнению с контролем, что отражено в отрицательных значениях индексов Т. Согласно используемым методикам, такие пробы следу-

Таблица 4

Сравнение степени токсичности водных растворов и почвенных вытяжек при внесении возрастающих доз фторида натрия

Вариант модельного опыта	Водный раствор		Почвенная вытяжка	
	Бактерии тест-системы «Эколюм»	<i>Paramecium caudatum</i>	Бактерии тест-системы «Эколюм»	<i>Paramecium caudatum</i>
100 ПДК	Проба токсична	Проба остро токсична	Проба не токсична	Допустимая степень токсичности
150 ПДК	Проба токсична	Проба остро токсична	Проба не токсична	Допустимая степень токсичности
200 ПДК	Проба токсична	Проба остро токсична	Проба не токсична	Допустимая степень токсичности
250 ПДК	Проба токсична	Проба остро токсична	Проба не токсична	Допустимая степень токсичности
300 ПДК	Проба токсична	Проба остро токсична	Проба не токсична	Допустимая степень токсичности
350 ПДК	Проба токсична	Проба остро токсична	Проба не токсична	Проба остро токсична

Таблица 5

Ответная реакция бактерий («Эколюм») и инфузорий на загрязнение почвы фторидом натрия

Вариант модельного опыта	Стимуляция биолюминесценции бактерий тест-системы «Эколюм» по сравнению с контролем, %	Стимуляции хемотаксической реакции инфузорий по сравнению с контролем, %
Контроль	100	100
100 ПДК	176	213
150 ПДК	94	166
200 ПДК	90	109
250 ПДК	79	94
300 ПДК	64	31
350 ПДК	53	-*

Примечание: * – наблюдался эффект угнетения.

ет признать не токсичными, так как критерий стимуляции оцениваемого параметра не предусмотрен. Однако известно, что влияние многих загрязняющих веществ проявляется до определённого порога в стимуляции как тест-функций, так и продуктивности целых экосистем, и только при повышении дозы начинается угнетение [17]. Для инфузорий наличие стадии стимуляции в динамике токсического эффекта показано авторами при воздействии малого содержания многих загрязняющих веществ (солей металлов, фенолов, пестицидов) [18].

Биолюминесценция бактерий «Эколюм», как и хемотаксическая реакция инфузорий, выше контрольных значений даже при тестировании незагрязнённой почвы.

При исследовании всех опытных образцов выявлена тенденция к повышению стимуляции тест-функций в ответ на увеличение дозы фторида. Если принять значения для незагрязнённой почвы в качестве фоновых, то получим данные, отражённые в таблице 5.

Отметим, что в исследуемом диапазоне концентраций реакция бактерий выражается только в стимуляции, тогда как инфузории переходят от стимуляции к угнетению в интервале 300–350 ПДК (табл. 4). Такая инверсия ответной реакции инфузорий свидетельствует о более высокой чувствительности данного тест-объекта по сравнению с дафниями и бактериями.

Острое токсическое действие для тест-объекта *Daphnia magna* проявляется только в варианте 350 ПДК фторида. За четверо суток угнетение организмов не привело к гибели, однако во всём диапазоне исследуемых концентраций наблюдалось уменьшение размеров особей по сравнению с контролем, понижение двигательной активности, снижение пищевой активности.

Выводы

Внесение фторида натрия в возрастающих концентрациях приводит к изменению физико-химических свойств дерново-подзолистых

почв: увеличивается щелочность, уменьшается прочность связи фторид-ионов с твёрдой фазой почвы, изменяется подвижность лабильного органического вещества.

Содержание общего лабильного углерода при внесении фторида натрия в почву в дозе, соответствующей 100 ПДК, уменьшается, дальнейшее увеличение концентрации фтора не вызывает значимых изменений этого показателя. Резко возрастает содержание лабильных ГК, уменьшается – лабильных ФК.

Почвы обладают значительной буферностью по отношению к фториду натрия. При внесении аналогичных доз токсиканта в водные растворы все они оказались высокотоксичными для бактерий тест-системы «Эколюм» и инфузорий, тогда как токсичность водных вытяжек из почв проявляется лишь при очень высоких дозах фторида натрия, соответствующих 350 ПДК.

Концентрации фторидов в почвах, соответствующие 5 ПДК, 10 ПДК и 50 ПДК мг/кг, не изменяют показатели интегральной токсичности исследуемых нами тест-объектов.

Для бактерий тест-системы «Эколюм» отмечена стимуляция биолюминесценции во всем диапазоне вносимых концентраций фторидов. Токсичность почв не выявлена ни в одном из вариантов опыта.

Инверсия ответной реакции *Paramecium caudatum* (инфузорий) на фторид натрия происходит в интервале 300–350 ПДК, что проявляется в переходе от стимуляции хемотаксической реакции к угнетению.

Острое токсическое действие для тест-объекта *Daphnia magna* проявляется только в варианте с дозой фторида натрия, соответствующей 350 ПДК.

Наиболее чувствительным по отношению к фториду натрия тест-объектом для дерново-подзолистых почв является *Paramecium caudatum*.

Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских учёных – кандидатов наук № МК-3326.2012.5.

Литература

1. Мальцева С.А. Влияние арсенита натрия, нитрата ртути и их смеси на *Ceriodaphnia affinis* и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 2. С. 45–49.
2. Злобин С.С., Шулятьева Н.А., Дабах Е.В., Скугорева С.Г., Домрачева Л.И., Адамович Т.А. Использование методов биоиндикации, биотестирования и химического анализа для оценки состояния почвы в районе

Кирово-Чепецкого химического комбината // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Матер. VIII всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участ. в 2 част. Часть 1. Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 193–196.

3. Олькова А.С. Информативность методов биотестирования почвы при уничтожении химического оружия // «Экотоксикология-2009»: Матер. Всерос. конф. с элемент. науч. шк. для молод. Пущино: ИБФМ РАН, 2009. С. 64–66.
4. Кремленкова Н.П., Гапонюк Э.И. Изменение состава гумуса и ферментативной активности почв под влиянием фторида натрия // Почвоведение. 1984. №11. С. 73–77.
5. ГОСТ 17.4.1.02-83 Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения.
6. Гапонюк Э.И., Кремленкова Н.П., Моршина Т.Н. Изменение свойств дерново-подзолистой почвы и серозема под влиянием фтора // Почвоведение. 1982. № 4. С. 148–153
7. Моршина Т.Н., Фанаскова Т.П. Изменение свойств почв под влиянием фтора // Почвоведение. 1985. № 2. С. 21–26.
8. Ашихмина Т.Я., Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П., Скугорева С.Г., Адамович Т.А. Изучение состояния природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 18–26.
9. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве.
10. ФР.1.31.2005.01882 (ред. 2010) Методика определения токсичности проб почв, донных отложений и осадков сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер»: ООО «СПЕКТР-М». 2010.
11. ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний.
12. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 16.1:2:3:3.8-04 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». 2010.
13. ГОСТ 26483–85 Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение её рН по методу ЦИНАО.
14. Методические указания по определению содержания подвижного фтора в почвах ионометрическим методом. ЦИНАО. 1993.
15. ГОСТ 26213 – 91 Почвы. Методы определения органического вещества.
16. Практикум по агрохимии: Учеб. пособие / Под ред. В.Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.
17. Марфенина О. Е. Микробиологические аспекты охраны почв. М.: Изд-во МГУ, 1991. 118 с.
18. Никаноров А.М., Трунов Н.М. Внутриводоемные процессы и контроль качества природных вод / Под ред. А.И. Бедрицкого С-Пб.: Гидрометеиздат, 1999. 150 с.

Экспериментальная оценка иммунотоксического действия штамма *Pseudomonas fluorescens* ЕК-5-93 – деструктора токсичных фосфорорганических соединений

© 2012. К. К. Стяжкин¹, д.б.н., начальник, И. В. Дармов², д.м.н., начальник,
В. Н. Бредихин³, д.т.н., зав. отделом, К. А. Воробьев², к.б.н., зам. начальника,
И. П. Погорельский², д.б.н., в.н.с., А. А. Лещенко², д.т.н., в.н.с.,
А. Г. Лазыкин², к.б.н., с.н.с.,

¹ Управление биологической защиты Управления начальника войск радиационной, химической и биологической защиты Вооруженных сил Российской Федерации,

² 48 Центральный научно-исследовательский институт
Министерства обороны Российской Федерации»,

³ «Противочумный центр» Роспотребнадзора,
e-mail: biologiavgy@yandex.ru

Представлены результаты изучения иммунотоксического действия штамма *Pseudomonas fluorescens* ЕК-5-93 – деструктора токсичных фосфорорганических соединений, имеющие существенное значение для оценки его безвредности и экологической безопасности.

This article reveals the results of study of immunotoxic properties of organo-phosphorus substances' biodestructuring strain *Pseudomonas fluorescens* ЕК-5-93, they are essential for assessment of its harmful effect and environmental safety.

Ключевые слова: штамм-биодеструктор, токсичные фосфорорганические соединения, биотехнология, утилизация отходов

Keywords: biodestructuring strain, toxic organo-phosphorus compounds, biotechnology, waste disposal

Перспектива использования биотехнологии для переработки отходов, образующихся при уничтожении фосфорорганических соединений (ФОС), является наиболее предпочтительной, в том числе при выводе из эксплуатации объектов по уничтожению химического оружия [1]. Строительство таких объектов, предусмотренное принятой в марте 1996 года Федеральной целевой программой «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации», явилось важным этапом выполнения международных обязательств в рамках реализации «Конвенции о запрещении разработки, производства, накопления и применения химического оружия и о его уничтожении», вступившей в силу 29 апреля 1997 года [2].

В отношении микроорганизмов, предназначенных для использования в биотехнологии переработки отходов, образующихся при утилизации ФОС, разработаны требования, которым они должны соответствовать [1, 3]. Важнейшим из этих требований является безвредность для людей и экологическая безопасность для окружающей среды. Полная ха-

рактеристика данных микроорганизмов имеет весьма важное значение для создания на их основе соответствующих биопрепаратов, а также получения разрешительных документов на их производство, применение (использование) и реализацию.

Разрабатываемая биотехнология утилизации продуктов гидролиза токсичных ФОС, предусматривает использование бактерий штамма-деструктора *Pseudomonas fluorescens* ЕК-5-93, сохраняющих свои основные биологические свойства на всех этапах процесса и являющихся безопасными для человека и окружающей среды. Выполненный предыдущий цикл исследований, связанный с изучением в опытах *in vivo* вирулентности, токсигенности, токсичности, хронического общетоксического действия на организм экспериментальных животных, а также раздражающего действия на слизистую оболочку глаз бактерий штамма-деструктора *P. fluorescens* ЕК-5-93 свидетельствовал об отсутствии у микробных клеток признаков патогенности [4]. Данное обстоятельство открывает перспективу дальнейшего углубленного изучения биологи-

ческих свойств бактерий штамма-деструктора. Исходя из вышеизложенного, целью работы было экспериментальное изучение иммунотоксического действия штамма-деструктора *P. fluorescens* ЕК-5-93 в опытах на лабораторных животных, что имеет существенное значение для оценки безопасности штамма для людей.

Материалы и методы

В работе был использован штамм-деструктор ФОС *P. fluorescens* ЕК-5-93, хранящийся в коллекции технофильных микроорганизмов ФГУ «48 ЦНИИ Минобороны России». Штамм выделен из мест естественной адаптации к ФОС [4, 5], имеет высокую деструктивную активность, способность к накоплению биомассы в процессе культивирования и другие свойства, необходимые для использования при переработке отходов, образующихся в процессе утилизации ФОС.

Культуру бактерий *P. fluorescens* ЕК-5-93 выращивали на агаре Хоттингера (рН 7,2) при температуре 28 °С в течение 48 часов. Для проведения экспериментов выросшую культуру бактерий смывали с поверхности плотной питательной среды физиологическим раствором хлорида натрия.

Концентрацию живых микробов в суспензиях оценивали методом посева серийных десятикратных разведений на плотную питательную среду (агар Хоттингера) в чашках Петри с последующим подсчётом выросших колоний. Общую концентрацию бактерий в культурах и суспензиях определяли по стандарту мутности ГИСК им. Л. А. Тарасевича (ОСО 42-28-29-86П).

Изучение иммунотоксического действия бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 проводили в опытах *in vitro* и *in vivo* с использованием лабораторных животных [6]. Нелинейных белых мышей массой 18–20 г и морских свинок массой 180–200 г получали из питомника ФГУ «48 ЦНИИ Минобороны России».

Для изучения антигенных свойств бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 животным опытной группы в течение 30 дней вводили ежедневно интраназально и перорально суспензию бактерий в физиологическом растворе хлорида натрия. С учётом объёма вдыхаемого воздуха расчётная доза бактериальных клеток исследуемого штамма для интраназального способа введения белым мышам и морским свинкам составила 10^4 и 10^5 микробов соответственно. При пероральном способе введе-

ния животные (соответственно белые мыши и морские свинки) получали 10^4 и 10^5 микробов в объёме 0,2 см³ и 1,0 см³. Животным контрольной группы вводили физиологический раствор хлорида натрия. Уровень антител определяли в реакции гемагглютинации в ряде последовательных разведений декомплементированной сыворотки в микротитраторе «Такачи». Титр гемагглютининов выражали величиной $\log_2 T$, где T – титр исследуемой сыворотки.

Постановку реакции гемагглютинации и изучение фагоцитарной активности нейтрофилов крови в тесте с нитросиним тетразолием (НСТ-тест) выполняли согласно рекомендациям [7].

Оценку фагоцитарной активности нейтрофилов крови проводили у белых мышей и морских свинок с использованием цитохимического метода [7], основанного на способности гранулоцитов к поглощению красителя нитросинего тетразолия и восстановлению его до формазана. Метод отражает итоговую реакцию, ответственную за цитотоксический потенциал фагоцитирующих клеток. В приготовленных мазках крови экспериментальных животных определяли количество формазан положительных клеток.

Исследование иммуномодулирующего действия бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 при хроническом интраназальном и пероральном поступлении в организм экспериментальных животных оценивали в тесте спонтанного розеткообразования с эритроцитами барана (Е-РОК) [8]. Лимфоциты выделяли по общепринятой методике в градиенте плотности фиколл-верографина. Смесь суспензии лимфоцитов и взвеси эритроцитов барана инкубировали при температуре 37 °С в течение 10 мин, затем центрифугировали 5 мин при 1500 об·мин⁻¹ и выдерживали в течение 1 ч при температуре 4 °С в холодильнике, после чего надосадочную жидкость удаляли, а оставшуюся взвесь осторожно суспендировали и наносили на предметное стекло. Окрашенные по методу Романовского-Гимза мазки микроскопировали под масляной иммерсией и просчитывали 100 лимфоцитов, вычисляя процент Т-розеток (лимфоцит с тремя и более эритроцитами барана).

Изучение диссеминации бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 проводили методом посева отпечатков внутренних органов животных, вышедших из опытов, на 1 и 15 сутки после завершения хронического эксперимента [6]. Мазки-отпечатки делали с трёх срезов каждого органа: сердца, лёгких, печени и се-

лезёнки, соблюдая правила асептики, на чашки Петри с агаром Хоттингера и синтетической минимальной средой с органофосфонатом (глифосатом). Полученные посевы инкубировали при температуре 28 ± 1 °С в течение двух суток. По окончании срока культивирования просматривали чашки, отмечали характерные для *P. fluorescens* ЕК-5-93 колонии и подсчитывали их количество.

Результаты

Для постановки реакции гемагглютинации опытную и контрольную группы экспериментальных животных иммунизировали эритроцитами барана, вводя внутривенно 10^9 эритроцитов в объёме 0,5 см³. Результаты определений представлены в таблице 1.

Данные, представленные в таблице 1, свидетельствуют о том, что изучаемый штамм при хроническом воздействии в концентрациях до 10^5 микробных клеток не приводит к достоверному усилению синтеза гемагглютининов в сыворотке крови подопытных животных. Титр \log_2 Т гемагглютининов для белых мышей и морских свинок, используемых в экспериментах, составлял 4,47 и 6,33 ед. соответственно.

Результаты исследований по определению фагоцитарной активности нейтрофилов крови белых мышей и морских свинок представлены в таблице 2. Как следует из представленных в таблице данных, интраназальное и пероральное введение бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 не вызывает достоверного изменения показателя фагоцитарной активности нейтрофилов крови у подопытных животных.

Таблица 1

Результаты определения титров гемагглютининов в сыворотке крови экспериментальных животных при хроническом введении бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93

Вид животных	Группа животных	Способ введения	Количество введённых бактерий, КОЕ	Титр \log_2 Т
Белые мыши	Контрольная (введение физиологического раствора)	Интраназальный	–	4,47
		Пероральный	–	4,47
	Опытная (введение <i>P. fluorescens</i> ЕК-5-93)	Интраназальный	10^4	4,47
			10^5	4,47
		Пероральный	10^4	4,47
			10^5	4,47
Морские свинки	Контрольная (введение физиологического раствора)	Интраназальный	–	6,33
		Пероральный	–	6,33
	Опытная (введение <i>P. fluorescens</i> ЕК-5-93)	Интраназальный	10^4	
			10^5	6,33
		Пероральный	10^4	6,33
			10^5	6,33

Таблица 2

Фагоцитарная активность нейтрофилов крови при хроническом введении штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 экспериментальным животным

Вид животных	Группа животных	Способ введения	Количество введённых бактерий, КОЕ	Количество формазан положительных клеток ($\bar{X} \pm I_{95}$), %
Белые мыши	Контрольная (введение физиологического раствора)	Интраназальный	–	20,8±0,5
		Пероральный	–	20,2±0,6
	Опытная (введение <i>P. fluorescens</i> ЕК-5-93)	Интраназальный	10^4	18,6±0,2
			10^5	22,2±0,5
		Пероральный	10^4	19,9±0,6
			10^5	23,6±0,2
Морские свинки	Контрольная (введение физиологического раствора)	Интраназальный	–	22,7±0,5
		Пероральный	–	23,0±0,6
	Опытная (введение <i>P. fluorescens</i> ЕК-5-93)	Интраназальный	10^4	24,7±0,2
			10^5	25,2±0,5
		Пероральный	10^4	22,6±0,6
			10^5	23,0±0,2

Таблица 3

Результаты определения количества Т-лимфоцитов в тесте спонтанного розеткообразования с эритроцитами барана

Вид животных	Группа животных	Способ введения	Количество введённых бактерий, КОЕ	Количество Т-розеток ($\bar{X} \pm I_{95}$), %
Белые мыши	Контрольная (введение физиологического раствора)	Интраназальный	–	22,8±0,5
		Пероральный	–	27,2±0,6
	Опытная (введение <i>P. fluorescens</i> ЕК-5-93)	Интраназальный	10 ⁴	20,1±0,2
			10 ⁵	18,7±0,5
		Пероральный	10 ⁴	22,0±0,6
			10 ⁵	20,8±0,2
Морские свинки	Контрольная (введение физиологического раствора)	Интраназальный	–	25,7±0,5
		Пероральный	–	27,0±0,6
	Опытная (введение <i>P. fluorescens</i> ЕК-5-93)	Интраназальный	10 ⁴	14,7±0,2
			10 ⁵	11,5±0,5
		Пероральный	10 ⁴	25,5±0,6
			10 ⁵	27,1±0,2

Результаты оценки иммуномодулирующего действия бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 при хроническом интраназальном и пероральном введении белым мышам и морским свинкам представлены в таблице 3. Приведённые в таблице данные свидетельствуют о том, что интраназальное и пероральное введение бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 в дозах 10⁴ и 10⁵ бактерий не вызывало достоверного усиления розеткообразования у подопытных животных в сравнении с контрольной группой.

Заключительным этапом исследований, связанных с изучением хронического воздействия на организм экспериментальных животных бактерий штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93, было определение степени диссеминации бактерий в организме белых мышей при интраназальном и пероральном способах введения. Просмотр чашек Петри после инкубирования посевов мазков-отпечатков на агар Хоттингера не выявил роста специфических для изучаемого штамма бактерий колоний. Полученные результаты свидетельствуют, что бактерии штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 при указанных способах введения в организм в дозах 10⁴ и 10⁵ микробных клеток в ходе хронического эксперимента не диссеминируют из мест первичной аппликации и не колонизируют внутренние органы экспериментальных животных.

Обсуждение

Псевдомонады относятся к тем микроорганизмам, разнообразие свойств которых позволяет им занимать различные экологические ниши. Многие из них являются условно-патогенными, представляя реальную

угрозу жизни для ослабленных больных. Микроорганизмы вида *Pseudomonas fluorescens* не являются исключением. Ряд штаммов является фитопатогенным, вызывая бактериозы семян хвойных [9]. Другие штаммы, являясь продуцентом витамина В₁₂ или используемые в составе препарата для очистки почвы от нефтяных загрязнений, способны вызывать аллергические заболевания у людей [10], что требует определения допустимой концентрации штаммов *P. fluorescens* в воздухе рабочей зоны.

Исследуемый штамм микроорганизма-деструктора *P. fluorescens* ЕК-5-93, хотя и является природным изолятом, планируется для широкого использования в биотехнологии переработки продуктов гидролиза токсичных ФОС. Это обстоятельство с неизбежностью диктует необходимость всестороннего и глубокого изучения свойств микроорганизма-деструктора с целью оценки его биологической и экологической безопасности. В ходе выполнения первого цикла исследований, связанных с изучением вирулентности, токсигенности, токсичности, хронического общетоксического действия штамма ЕК-5-93 в опытах на экспериментальных животных, было доказано отсутствие признаков патогенности у микробных клеток.

С учётом полученных данных проведено изучение иммунотоксического действия штамма *P. fluorescens* ЕК-5-93 в опытах *in vivo*, результаты которого представлены в настоящей работе. Иммунотоксическое действие бактерий может проявляться сенсibilизацией, иммунизацией и неспецифической иммуномодуляцией. Поскольку бактерии являются облигат-

ными аллергенами [10] и различаются лишь степенью выраженности данного эффекта, то при проведении настоящих исследований оценивали порог сенсибилизации для изучаемого штамма. В результате было установлено, что штамм *P. fluorescens* ЕК-5-93 не обладает иммунотоксическим действием.

Важной характеристикой бактерий служит их способность к диссеминации *in vivo* при определённом способе поступления в организм экспериментальных животных. Определение порога диссеминации бактерий *P. fluorescens* ЕК-5-93 в организме животных осуществляли путём посева мазков-отпечатков крови и внутренних органов на селективную питательную среду. Параллельно с бактериологическим исследованием проводили оценку патоморфологических изменений лёгких, сердца, селезёнки, печени и почек. В ходе эксперимента патоморфологических изменений внутренних органов экспериментальных животных не наблюдали. При высевах крови и мазков-отпечатков внутренних органов на селективную питательную среду культуру бактерий *P. fluorescens* ЕК-5-93 не выделяли. Эти результаты свидетельствуют о том, что исследуемый штамм псевдомонад не обладает диссеминирующей способностью.

Заключение

В результате выполненных исследований по оценке иммунотоксического действия на организм лабораторных животных бактерий штамма-деструктора *P. fluorescens* ЕК-5-93 экспериментально доказано отсутствие специфического влияния микробных клеток на иммунную систему и способности к диссеминации при интраназальном и пероральном способах их введения. Указанные характеристики биологических свойств бактерий штамма – деструктора *P. fluorescens* ЕК-5-93 создают необходимую предпосылку его практического использования в качестве основы для конструирования безопасного для организма человека биопрепарата, перспективного для использования в биотехнологии утилизации реакционных масс, содержащих остаточные количества ФОС.

Работа была выполнена при поддержке Государственного контракта №ЦР/07/2085/УЗО/К.

Литература

1. Чупис В.Н., Растегаев О.Ю., Малишевский А.О. Перспективные подходы к перепрофилированию объектов по уничтожению химического оружия. Реагентные технологии извлечения мышьяка из мышьяксодержащих реакционных масс и отходов // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 1. С. 87–95.
2. Капашин В.П. Успешный ввод и эксплуатация трёх новых объектов по уничтожению химического оружия – подтверждение Россией обязательств Конвенции // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 8–11.
3. Воробьёва Л.И. Промышленная микробиология. М.: Изд-во «Знание», 1985. 64 с.
4. Погорельский И.П., Дармова Е.М., Жаворонкова Л.В., Соколова И.В., Филиппов А.В., Шведов В.В. Оценка безопасности штамма-биодеструктора токсичных фосфорорганических соединений *Pseudomonas fluorescens* ЕК-5-93 // Диагностика, лечение и профилактика опасных и особо опасных инфекционных заболеваний. Биотехнология: Матер. Всерос. научн. конф., посвящ. 80-летию со дня основания ФГУ «48 ЦНИИ Минобороны России». Киров. 2008. С. 409–411.
5. Пат. 2154103 Российская Федерация. Штамм *Pseudomonas species* 78Г, предназначенный для деградации фосфорорганических отравляющих веществ / А.Т. Харечко, В.И. Мягких, И.О. Колесников, Д.П. Колесников, В.Д. Королев, А.А. Лысов, Ю.А. Матущенко, Н.В. Завьялова, Ю.А. Клементьев; заявитель и патентообладатель Центр военно-технических проблем биологической защиты НИИМ МО РФ. – № 99100570; заявл. 10.01.1999; опубл. 10.08.2000.
6. Методические рекомендации по изучению общетоксического действия фармакологических средств // Ведомости Фармакологического Комитета. Приложение к журналу «Фарматика». 1998. № 1. С. 36–40.
7. Назаренко Г.И. Клиническая оценка результатов лабораторных исследований. М.: Медицина, 2002. 541 с.
8. Определение абсолютного количества субпопуляций лимфоцитов на световом микроскопе с использованием реагентов фирмы DYNAL (Норвегия). Иммунограмма методом магнитной сепарации: методическое пособие ЗАО «Биохиммак». М. 2005. 8 с.
9. Погорельский И.П., Лещенко А.А. Фитопатогенные псевдомонады как этиологический агент бактериозов сеянцев хвойных: выделение и характеристика биологических свойств // Матер. междунаrodn. научн.-практ. конф., посвящ. 85-летию ВНИИОЗ. Киров. 2007. С. 344–345.
10. Постановление Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 6 марта 2007 г. № 10 «Об утверждении гигиенических нормативов ГН 2.2.6.2178-07» (с изменениями от 10 сентября 2007 г.). Введено в действие 1 декабря 2007 г.

Антитоксическое действие селеноорганических соединений при отравлении нитратом свинца самцов белых крыс

© 2012. Н. Ю. Русецкая¹, к.б.н., доцент, В. И. Дьякова², врач, В. Н. Чупис³, д.ф.-м.н., директор, Б. И. Древко⁴, д.х.н., зав. кафедрой, Н. В. Емельянова³, к.б.н., нач. отдела, В. А. Мартынова¹, аспирант, Я. В. Бородулин¹, студент, В. Б. Бородулин¹, д.м.н., зав. кафедрой,

¹Саратовский государственный медицинский университет им. В. И. Разумовского,

²Волгоградский медицинский центр Федерального медико-биологического агентства России,

³Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии,

⁴Саратовский государственный аграрный университет им. Н. И. Вавилова,

e-mail: natfom-2006@yandex.ru

Исследована антитоксическая активность соединения 1,5-дифенил-3-селенапентандион-1,5 (ДАФС) и его хлор-, фтор- и нитропроизводных при подостром отравлении крыс нитратом свинца. Соединение ДАФС оказывало наиболее выраженное антитоксическое действие, что подтверждалось нормализацией биохимических и клинических показателей крови крыс. Остальные соединения не обладали выраженной антитоксической активностью.

Antitoxic activity of 1,5-diphenyl-3-selenapentadion-1,5 (DAPS) and its chloride, fluoride- and nitro derivatives at poisoning rats with lead nitrate was investigated. Compound DAPS is the most effective antitoxicant. It is suggested by normalizing biochemical and clinical parameters of rat's blood. The other compounds didn't have antitoxic activity.

Ключевые слова: антитоксическое действие, селеноорганическое соединение, нитрат свинца

Keywords: antitoxic activity, selenium-organic compound, lead nitrate

Загрязнение окружающей среды тяжёлыми металлами (ТМ), постоянная интоксикация человека в условиях неблагоприятной экологической обстановки делает актуальным вопрос о поиске эффективных антиотксикантов при отравлении солями ТМ как животных, так и человека. Из всех классов неорганических соединений, поступающих в биосферу в результате человеческой деятельности, наибольшее внимание привлекают ТМ. В их число, согласно решению Целевой группы по выбросам Европейской экономической комиссии ООН, включены Pb, Cd, Hg, Ni, Co, Cr, Cu, Zn и др. Токсичность ионов непереходных металлов Pb^{2+} , Hg^{2+} , CH_3Hg^+ и Cd^{2+} обусловлена образованием комплексов с аминокислотами и другими биомолекулами, содержащими концевые тиогруппы. Другой важный механизм токсического действия свинца заключается в вытеснении эссенциальных металлов из металлосодержащих комплексов, приводящем к потере последними биологической активности [1].

Вместе с тем известно о значительной антиотксической активности (АТА) ряда селеноорганических соединений (СОС) [2 – 5].

В связи с этим целью данной работы явилось изучение АТА диацетофенонилселени-

да (ДАФС) и его производных при подостром отравлении (ПО) нитратом свинца самцов белых крыс.

Материалы и методы

В эксперименте использовали селеноорганические препараты (рис. 1): 1,5-дифенил-3-селенапентандион-1,5 – ДАФС (препарат 1), 1,5-ди-(п-хлорфенил)-3-селенапентандион-1,5 (препарат 2), 1,5-ди-(п-фторфенил)-3-селенапентандион-1,5 (препарат 3), 1,5-ди-(м-нитрофенил)-3-селенапентандион-1,5 (препарат 4) и $Pb(NO_3)_2$ в концентрации 140 мг/кг, что соответствует LD_{50} для солей свинца, в частности для нитрата свинца, при отравлении крыс [6]. Поскольку препараты 1, 2, 3 и 4 нерастворимы в воде, их растворяли в рафинированном дезодорированном подсолнечном масле.

Эксперимент проводили на самцах белых крыс возрастом 6 месяцев и массой 200 г. Каждая экспериментальная группа включала 5 животных. Животных первой группы (контроль) ежедневно кормили растительным маслом в количестве 50 мкл. Животных второй, третьей, четвертой и пятой групп ежедневно кормили препаратами 1, 2, 3, 4 соответствен-

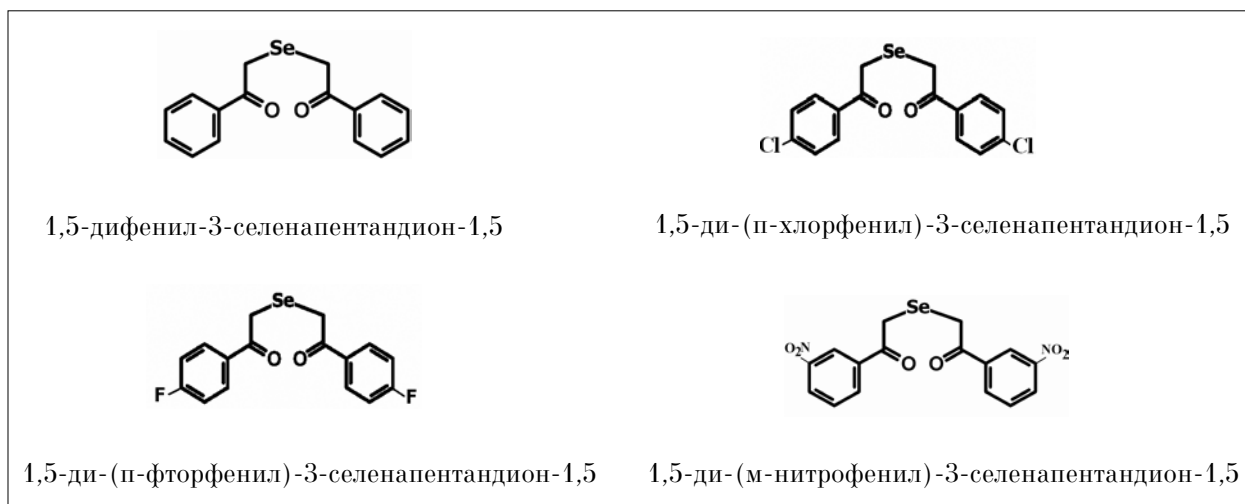


Рис. 1. Селеноорганические препараты, использованные в работе

но в количестве 50 мкл, с дозой 800 мкг/кг. Суточная доза селена для человека и животных, в том числе крыс, составляет 70–200 мкг [7]. Молекулярная масса препарата 1 (ДАФС) равна 317, в которой атомная масса селена соответствует 79, что составляет 25% от общей молекулярной массы препарата 1. В эксперименте использовали дозу СОС 800 мкг/кг, поскольку она соответствует суточной дозе селена 200 мкг/кг. Животным шестой группы ежедневно перорально вводили нитрат свинца (НС) в количестве 50 мкл, с дозой 140 мг/кг. Животным седьмой, восьмой, девятой и десятой групп ежедневно перорально вводили препараты 1, 2, 3, 4 соответственно в количестве 50 мкл и через 1 час перорально вводили $Pb(NO_3)_2$ в количестве 50 мкл. Эксперимент проводили в течение 14 дней.

Сыворотку крови получали из крови, взятой из вены сафена (saphenous vein) [8]. Состояние здоровья животных оценивалось по основным биохимическим и клиническим показателям крови. Биохимический анализ включал определение в сыворотке крови активности ферментов (γ -глутамилтрансферазы (ГГТ), аланинаминотрансферазы (АлАТ), аспаратаминотрансферазы (АсАТ)), состояния белково-образующей функции печени (альбумин, общий белок) и мочевыделительной системы (креатинин, мочевины), а также определение концентрации глюкозы и холестерина. Для проведения клинико-лабораторного исследования сыворотки крови опытных животных использовали полуавтоматический анализатор «Hospitex Screen master plus» с использованием стандартных наборов реактивов фирмы ЗАО «Диакон ДС» (Россия).

Исследование общих показателей крови включало определение количества гемоглобина, эритроцитов, лейкоцитов, гематокрита, приготовление мазка крови и подсчет тромбоцитов. Методы являются унифицированными [9]. Кроме того, проводили подсчет лейкоцитарных индексов интоксикации (ЛИИ) по формулам Я. Я. Кальф-Калифа [10] и В. К. Островского [11, 12]. Антитоксическое действие селеноорганических препаратов оценивалось по нормализации всех параметров токсичности.

Статистическая обработка экспериментальных данных проводилась с использованием программы Microsoft Excel.

Результаты и их обсуждение

Результаты биохимического анализа крови показали, что селеноорганические препараты не оказывали значительного токсического действия на организм экспериментальных животных. Однако можно отметить увеличение активности АсАТ на 66,3% и увеличение концентрации креатинина крови на 62% у мышей пятой группы, получавших препарат 4 ($P < 0,05$) (табл. 1). Пероральное введение препаратов 1, 2, 3 не сопровождалось достоверными изменениями биохимических показателей крови у экспериментальных животных.

НС оказывает значительное токсическое действие на организм экспериментальных животных, поражая, главным образом, почки и печень. О нефротоксическом действии соли свинца свидетельствует увеличение в крови концентрации креатинина на 58% и мочевины на 93,5%. Гепатотоксическое действие характеризуется снижением активности фер-

Таблица 1
Биохимические показатели крови крыс при подостром отравлении нитратом свинца

Показатель	Экспериментальные группы животных									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Глюкоза, ммоль/л	3,71±1,03	3,9±0,94	2,82±0,38	2,76±0,36	1,96±0,15	2,48±0,21	1,69±0,19	1,17±0,13	2,52±0,22	1,0±0,27
Общий белок, г/л	69,58±3,88	70,14±7,87	69,76±3,49	79,08±4,2	75,68±2,44	75,66±2,57	70,62±1,89	75,48±2,58	75,86±2,08	75,1±3,2
Альбумин, г/л	32,94±3,01	30,76±2,15	33,37±1,2	32,38±1,36	31,8±1,41	31,16±1,95	26,56±2,34	30,52±1,55	31,2±1,84	30,62±1,82
Креатинин, мкмоль/л	36,376±3,74	43,42±3,32	39,52±1,26	49,29±4,28	58,92±4,85*	57,49±5,84*	44,89±2,28	50,71±3,41*	52,05±2,66*	51,11±3,33*
Мочевина, ммоль/л	3,972±0,675	4,6±0,43	5,8±0,56	5,39±0,12	4,86±0,15	7,68±0,76*	4,67±0,39	4,69±0,33	3,67±0,44	4,14±0,21
Холестерин, ммоль/л	1,342±0,15	1,91±0,31	1,29±0,09	1,49±0,05	1,35±0,17	0,98±0,13	1,27±0,06	1,126±0,08	1,38±0,13	1,81±0,19
АлАТ, МЕ	44,8±8,25	42,34±6,24	34,36±5,08	35,14±4,68	59,28±9,45	23,44±7,12	53,2±4,67	36,86±5,32	51,06±5,59	50,4±4,16
АсАТ, МЕ	101,1±11,28	124±21,58	134,46±17,84	147,1±15,21	168,1±11,51*	153,3±18,78	169,76±14,67*	124,62±13,83	197,86±19,25*	200,56±14,02*
ГГТ, МЕ	14,36±1,25	13,44±0,65	15,06±1,1	15,96±1,93	16,4±1,79	7,68±0,19*	5,62±0,42*	8,08±0,34*	13,94±1,92	7,13±0,29*

Примечание: * различия достоверны при $P < 0,05$.

мента ГГТ на 46,5% по сравнению с контролем ($P < 0,05$) (табл. 1).

Все исследованные препараты оказывали нефропротекторное действие при ПО крыс НС. Наиболее выраженными антитоксическими свойствами обладал препарат 1, поскольку при его предварительном введении нормализовалась концентрация креатинина и мочевины в крови.

Антитоксический эффект препаратов 2, 3 и 4 был менее выраженным (табл. 1), т. к. при превентивном введении этих препаратов нормализовалась только концентрация мочевины в крови, а концентрация креатинина в крови оставалась повышенной на 39,4% (препарат 2), 39,0% (препарат 4) и 43,1% (препарат 3) соответственно по сравнению с контрольной группой ($P < 0,05$). Также обращает на себя внимание сниженная активность ГГТ у мышей 7, 8 и 10-й групп и повышенная активность АсАТ у мышей 7, 9 и 10-й групп.

Концентрация глюкозы, общего белка, альбумина и холестерина, а также активность АлАТ не отличались достоверно от контроля во всех группах экспериментальных животных. Следовательно, биохимические показатели крови экспериментальных животных показали, что наибольшей АТА при ПО крыс НС обладал препарат 1. Препараты 2 и 4 оказывали менее выраженное антитоксическое действие; препарат 3 демонстрировал незначительный антитоксический эффект.

Следовательно, токсическое действие соли свинца на организм приводит к инактивации ряда ферментов, нарушению метаболических процессов, накоплению токсичных продуктов (мочевина, креатинин и др.). Все перечисленные явления приводят к развитию экзогенной и эндогенной интоксикации.

Предварительное введение в организм экспериментального животного селеноорганического препарата позволяет обезвредить ион ТМ, активировать ферменты антиоксидантной защиты и как следствие – снизить тяжесть интоксикации.

В клинической практике для оценки эндотоксикации используют различные лейкоцитарные индексы интоксикаций (ЛИИ), которые являются наиболее простыми, доступными и достаточно информативными показателями и отражают степень воспалительного ответа организма на действие экзо- и эндотоксинов.

Кроме того, при отравлении солями ТМ и при эндогенной интоксикации отмечается снижение концентрации гемоглобина, увеличение количества лейкоцитов и нейтрофилов, умень-

шение количества эозинофилов и тромбоцитов [9]. Поэтому для оценки тяжести отравления солями ТМ и АТА халькогенорганических соединений (СОС) целесообразно определять общее содержание клеток крови (лейкоцитов, эритроцитов и тромбоцитов), количество отдельных форм лейкоцитов крови, а также гематокрит.

Исследуемые СОС благодаря своей гидрофобной структуре оказывали некоторое токсическое действие на организм экспериментальных животных. Наиболее токсичным являлся препарат 3, т. к. при его поступлении в организм *per os* наблюдался лейкоцитоз – увеличение в крови числа лейкоцитов на 13,7% и числа эритроцитов на 16,7%, а также значительное увеличение ЛИИ по формуле Я. Я. Кальф-Калифа на 326% и по формуле В. Островского – на 115%. Токсичность препарата 4 подтверждалась увеличением ЛИИ по формуле Я. Я. Кальф-Калифа на 353,66% (табл. 2). Однако ЛИИ по формуле В. Островского увеличивался лишь на 36,4% ($P < 0,05$).

Менее токсичным оказался препарат 2, т. к. его применение сопровождалось увеличением ЛИИ по формуле В. Островского на 60,6% ($P < 0,05$), тогда как ЛИИ по формуле Я. Я. Кальф-Калифа соответствовал норме (табл. 2). Остальные лабораторные показатели крови также соответствовали норме. Ещё менее токсичным был препарат 1, поскольку при его введении *per os* лишь незначительно увеличивалось число лейкоцитов (на 35,0%) и эритроцитов (на 15,89%), а также наблюдалось увеличение ЛИИ по формуле В. Островского на 52,7% ($P < 0,05$), тогда как ЛИИ по формуле Я. Я. Кальф-Калифа соответствовал норме. Остальные лабораторные показатели крови при введении соединения 1 также соответствовали норме (табл. 2).

Подострое отравление солью свинца сопровождалось сокращением числа эритроцитов на 14,3%, уменьшением концентрации гемоглобина на 24,17% и снижением гематокрита на 21,2% ($P < 0,05$). ЛИИ по формуле Я. Я. Кальф-Калифа, напротив, значительно увеличивался на 1363%, ЛИИ по формуле В. Островского возрастал на 385%, что свидетельствовало о тяжёлой интоксикации организма экспериментального животного.

Из исследованных халькогенорганических соединений эффективными антитоксикантами при ПО НС являлись препараты 4 и 1 (табл. 2). При предварительном введении препарата 4 все исследованные клинические показатели крови экспериментальных животных соответствовали норме.

Таблица 2

Лабораторные показатели крови крыс при подостром отравлении нитратом свинца

Показатель	Экспериментальные группы животных									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Лейкоциты	10,16±0,15	13,72±0,56*	12,3±1,05	8,77±0,34*	11,2±1,1	11,37±0,42	13,17±0,39*	11,36±0,76	15,64±1,49*	8,68±0,63
Эритроциты	7,11±0,03	8,24±0,2*	7,2±0,23	8,3±0,42*	7,15±0,32	6,09±0,24*	6,41±0,34	7,67±0,52	7,38±0,24	7,4±0,2
Гемоглобин	123,8±4	129±6,0	120±8	132±4,8	119±8,7	93,86±1,95*	96,43±8,81*	126,67±4,27	98,5±9,05	133,2±4,66
Гематокрит	37,1±1,5	38,2±1,2	36,0±0,98	41±2,1	41,2±2,4	29,23±0,99*	31,14±2,03	41,5±2,43	33,75±2,14	39,72±1,1
Тромбоциты	720,5±39,7	660±33,0	740±36,7	900±71	835±37,9	910±76,94	630,83±17,72	728,17±25,01	685,33±23,54	702,5±35,6
Пал/ядерные	0,14±0,37	0,11±0,33	0,14±0,38	0,25±0,46	0,75±0,88	0,125±0,35	0	1,17±0,41	1,17±0,41	0,14±0,38
Сегм/ядерные	16,33±1,632	25,16±0,59	27,83±0,75*	34,33±1,03*	23,0±1,29	54,29±3,09*	25,67±2,87	21,4±2,61	44,0±3,37*	17,83±1,72
Моноциты	7,16±0,75	3,0±0,76*	4,0±0,71*	1,14±0,69*	13,12±0,83*	8,0±0,53	5,14±0,69	21,33±2,73*	6,17±0,75	1,17±0,41*
Лимфоциты	69,6±2,3	63,33±2,16	63,17±1,94	62,56±1,94	60,17±1,72	36,75±2,49*	63,14±3,98	75,17±3,55	48,17±2,48*	74,83±3,71
Эозинофилы	4,89±0,78	5,7±0,95	5,4±0,89	1,83±0,41*	0,83±0,41*	0,71±0,49*	6,83±0,75	0*	3,17±0,41*	6,71±0,49
ЛНИИ Кальф-Калифа Я.Я.	0,041±0,007	0,057±0,01	0,058±0,004	0,175±0,005*	0,186±0,009*	0,6±0,018*	0,045±0,005	0,25±0,02*	0,219±0,03*	0,03±0,009
ЛНИИ Островского В.	0,239±0,008	0,365±0,005*	0,384±0,007*	0,514±0,011*	0,326±0,021*	1,16±0,07*	0,32±0,05	0,238±0,01	0,78±0,05*	0,217±0,025

Примечание: * различия достоверны при $P < 0,05$. Обозначения: Пал/ядерные – палочкоядерные, Сегм/ядерные – сегментоядерные.

При использовании препарата 1 в качестве антиотоксиканта отмечалось увеличение числа лейкоцитов на 29,6% и уменьшение концентрации гемоглобина на 22,1% ($P < 0,05$) по сравнению с контролем. Остальные лабораторные показатели, включая ЛИИ, соответствовали контрольным значениям.

Применение препарата 2 как антиотоксиканта при отравлении солью свинца было не эффективно, т. к. ЛИИ по формуле Я. Я. Кальф-Калифа был значительно увеличен, на 509% ($P < 0,05$). Остальные показатели, включая ЛИИ по формуле В. Островского, соответствовали данным контрольной группы. Препарат 3 не обладал АТА при ПО НС, поскольку применение этого препарата не сопровождалось нормализацией лейкоцитарной формулы. При использовании препарата 3 в качестве антиотоксиканта ЛИИ по формуле Я. Я. Кальф-Калифа увеличивался на 434%, а ЛИИ по формуле В. Островского – на 226% ($P < 0,05$). Кроме того, отмечалось увеличение числа лейкоцитов на 53,94% по сравнению с контролем.

Следовательно, ПО солью свинца могли эффективно предотвращать препараты 4 и 1. Препараты 2 и 3 не оказывали антиотоксического действия при отравлении $Pb(NO_3)_2$.

Суммируя биохимические и лабораторные показатели крови крыс при ПО НС, можно сделать вывод о значительной АТА препаратов 1 и 4.

Мы предполагаем, что важный вклад в антиотоксическое действие изученных соединений вносит атом селена, способный освобождаться из СОС и использоваться для синтеза селенопротеинов и селеноферментов, которые и оказывают антиотоксический эффект.

Освобождение атома селена из СОС возможно вследствие разрыхления связи С-Se, что, в свою очередь, происходит благодаря оттягиванию электронных плотностей на заместители (карбонильную и нитрогруппы). Карбонильная группа в составе всех препаратов обладает отрицательным индуктивным эффектом и способна оттягивать электроны от связи С-Se, разрыхляя её. Нитрогруппа в составе препарата 4 также способна вызывать разрыхление связи С-Se, т. к. она обладает отрицательным мезомерным эффектом и способна оттягивать на себя электронную плотность в сопряжённой системе [13].

Галогены (атомы хлора и фтора) в составе препаратов 2 и 3 соответственно имеют отрицательный индуктивный эффект и, обладая неподделённой парой электронов, оказывают положительный мезомерный эффект, который по

величине больше отрицательного индуктивного эффекта. Следовательно, атомы хлора и фтора в составе препаратов 2 и 3 не вносят вклада в разрыхление связи С-Se. Кроме того, галогены обладают окислительными свойствами, что обуславливает токсичность этих соединений и как следствие – их незначительный антиотоксический эффект [13].

В заключение следует отметить снижение АТА исследованных СОС в направлении: 1>4>2>3. Следовательно, наиболее эффективным антиотоксикантом при отравлении НС являлся препарат 1 – 1,5-дифенил-3-селенапентандион-1,5 (ДАФС).

Литература

- Исидоров В.А. Введение в химическую экотоксикологию: Учеб. пособие. СПб.: Химиздат, 1999. 144 с.
- Koyanagi T., Nakamuta M., Enjoji M., Iwamoto H., Motomura K., Sakai H., Nawata H. The selenoorganic compound ebselen suppresses liver injury induced by *Propionibacterium acnes* and lipopolysaccharide in rats // *Int. J. Mol. Med.* 2001. V. 7. № 3. P. 321–322.
- Kono H., Arteel G.E., Rusyn I., Sies H., Thurman R.G. Ebselen prevents early alcohol-induced liver injury in rats // *Free Radic Biol Med.* 2001. V. 30. № 4. P. 403–411.
- Dhanarajan R., Abraham P., Isaac B. Protective effect of ebselen, a selenoorganic drug, against gentamicin-induced renal damage in rats // *Basic Clin. Pharmacol. Toxicol.* 2006. V. 99. № 3. P. 267–272.
- Пат. RU 2325155 С1 МПК А 61 К 31/33 А 61 Р 39/02. Средство для лечения и профилактики отравлений соединениями тяжёлых металлов. / О. В. Федотова, Я. Б. Древко, В. Б. Бородулин, Н. Ю. Фомина, А. Н. Мольченкова / (ГОУ ВПО Саратовский государственный университет им. Н. Г. Чернышевского). – № 2007115619/15; Заявл. 26.04.2007; Опубл. 27.05.2008. Бюл. № 15.
- Ершов Ю.А., Плетнева Т.В. Механизмы токсического действия неорганических соединений. М.: Медицина, 1989. 272 с.
- Руководство по контролю качества питьевой воды. Том 2. Гигиенические критерии и другая релевантная информация. Часть III. Неорганические компоненты, оказывающие влияние на здоровье. Всемирная организация здравоохранения. Женева. 1987. 38 с.
- Hem A., Smith A.J. & Solberg P. Saphenous vein puncture for blood sampling of the mouse, rat, hamster, gerbil, guinea pig, ferret and mink // *Laboratory Animals.* 1998. V. 32. P. 364–368.
- Клиническая лабораторная диагностика: методы исследования. Учебное пособие для студентов специальностей «фармация», «клиническая фармация», «лабораторная диагностика» высших учебных заведений / Под ред. проф. И.А. Зупанца. Харьков: Издательство НФАУ. «Золотые страницы», 2005 г. 200 с.

10. Кальф-Калиф Я.Я. О лейкоцитарном индексе интоксикации и его практическом значении // Врачебное дело. 1941. № 1. С. 31–35.

11. Островский В.К., Мащенко А.В., Янголенко Д.В., Макаров С.В. Показатели крови и лейкоцитарного индекса интоксикации в оценке тяжести и определении прогноза при воспалительных, гнойных и гнойно-

деструктивных заболеваниях // Клин. лаб. диагностика. 2006. № 6. С. 50–53.

12. Островский В.К., Машенко А.В., Макаров С.В. Оценка тяжести и прогноз гнойно-деструктивных заболеваний органов брюшной полости // Хирургия. 2007. № 1. С. 33–37.

13. Тюкавкина Н.А. Биоорганическая химия: учебник для вузов. М.: Дрофа, 2004. 544 с.

УДК: 57.084.1

Изучение влияния соединений алюминия на тест-организмы в условиях модельного эксперимента

© 2012. Н. В. Вараксина¹, аспирант, Т. Я. Ашихмина², д.т.н., зав. лабораторией, А. С. Олькова¹, к.т.н., ст. преподаватель,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН и Вятского государственного гуманитарного университета, e-mail: natavv88@inbox.ru

Приведены результаты исследования токсичности хлорида и сульфата алюминия методами биотестирования. Построен ряд чувствительности тест-организмов к данным соединениям алюминия. Установлено хроническое токсическое действие низких доз солей алюминия.

The results of determining toxicity of aluminum chloride and sulfate by bioassay methods are presented. A series of test organisms' sensitivity to these compounds of aluminum is offered. Chronic toxic effect of aluminum salts in low doses is stated.

Ключевые слова: соединения алюминия, токсичность, биотестирование

Keywords aluminum compounds, toxicity, biological testing

Введение

Алюминий является одним из самых распространённых элементов в земной коре, содержится практически в любой природной воде. Данный элемент попадает в природные воды как естественным путем при частичном растворении глин и алюмосиликатов, так и в составе вредных выбросов отдельных производств (электротехническая, авиационная, химическая и нефтеперерабатывающая промышленность, машиностроение, строительство, оптика, ракетная и атомная техника) с атмосферными осадками или сточными водами. Соли алюминия также широко используются в качестве коагулянтов в процессах водоподготовки для коммунальных нужд. Содержание алюминия в поверхностных водах сильно зависит от степени кислотности почв [1].

Наиболее изучены токсические эффекты соединений алюминия для растений. Так для ячменя было выявлено, что высокие кон-

центрации алюминия (4 мг/кг песка) вызывают изменения в фотосинтетическом аппарате, ингибируют рост и накопление биомассы растений [2].

Имеются сведения о воздействии алюминия на млекопитающих [3]. Его токсичность проявляется во влиянии на обмен веществ, в особенности минеральный, на функцию нервной системы, в способности действовать непосредственно на клетки – их размножение и рост. Избыток солей алюминия снижает задержку кальция в организме, уменьшает адсорбцию фосфора, одновременно в 10–20 раз увеличивается содержание алюминия в костях, печени, семенниках, мозге и в паразитовидной железе [3, 4]. Свойству нейротоксичности алюминия препятствует механизм его выведения. В обычных условиях с мочой может выделяться до 15 мг элемента в сутки. Соответственно наибольший негативный эффект воздействия ионов алюминия наблюдается у гидробионтов, непрерывно испытыва-

ющих действие вещества, а среди людей наибольшему риску подвержены люди с нарушенной выделительной функцией почек [3].

Исследователями отмечается постоянно возрастающий уровень содержания алюминия в окружающей среде, в том числе в питьевых водах [5, 6]. В поверхностных водных объектах содержится в 10–20 раз больше соединений алюминия, чем в водах родников. Наиболее интенсивно насыщаются алюминием реки и ручьи экосистем с преобладанием торфянисто-подзолисто-глееватых почв. Концентрация токсичных соединений алюминия в поверхностных водах увеличивается при антропогенном подкислении [7].

Норматив содержания алюминия для вод рыбохозяйственного назначения составляет 0,04 мг/л [8]. Для воды, используемой в хозяйственно-питьевых целях норматив составляет 0,2 мг/л. Однако, этот критерий может быть увеличен до 0,5 мг/л главным государственным санитарным врачом по соответствующей территории для конкретной системы водоснабжения [9].

Несмотря на наличие жёстких нормативов содержания иона алюминия в водах, практически неизученной остаётся проблема влияния соединений алюминия на представителей водной биоты. Имеются данные о крайне негативном влиянии алюминия на мальков рыб. Группой исследователей было выявлено, что алюминий не опасен в природных водах лишь при высоких значениях водородного показателя ($pH > 6$), тогда как при закислении водных экосистем ($pH \leq 4$) алюминий становится высокотоксичным и вызывает массовую гибель молоди рыб [10].

Многие неорганические соединения алюминия сохраняются в растворённом состоянии длительное время и, следовательно, могут оказывать вредное воздействие на живые организмы. Однако, данный вопрос остаётся открытым.

Целью работы было изучение токсичности соединений алюминия для тест-организмов разных трофических групп и выявление более чувствительных к данному воздействию организмов.

Материалы и методы исследования

В качестве исследуемых веществ нами были выбраны сульфат $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ и хлорид $AlCl_3 \cdot 6H_2O$ алюминия. При расчёте вводимых добавок веществ ориентировались на ПДК для вод хозяйственно-питьевого назначения. Приготовление исследуемых растворов производилось на питьевой воде централизованной системы водоснабжения (артезианская скважина). При химическом анализе данной воды в её составе не было обнаружено ионов алюминия (в диапазоне измерения от 0,04 до 0,56 мг/л) [11]. Исключением составили растворы, приготовленные для тест-системы «Эколюм», в данном случае исследуемое вещество растворялось в дистиллированной воде. Контролем служила вода без добавления токсиканта.

Для установления острой токсичности исследуемых растворов нами были использованы в качестве тест-объектов организмы разных трофических уровней: простейшие (инфузории *Paramecium caudatum* Ehrenberg), низшие ракообразные (дафнии *Daphnia magna* Straus), одноклеточные водоросли (хлорелла *Chlorella vulgaris* Beijer) и бактерии тест-системы «Эколюм». Также определялась хроническая токсичность по тест-объекту *Daphnia magna*. Все исследования проводились согласно аттестованным методикам [12 – 16].

В основе методики с использованием *Paramecium caudatum* лежит хемотаксическая реакция. Время экспозиции составляет 30 мин. По результатам исследования определяется группа токсичности (табл. 1) [12].

Методика биотестирования с использованием хлореллы основана на регистрации различий в оптической плотности тест-культуры водоросли, выращенной на среде, не содержащей токсичных веществ (контроль), и исследуемых пробах. Время проведения эксперимента согласно методике составляет 22 ± 2 ч. Выделяется 5 степеней токсического действия пробы (табл. 2) [13].

Методика с использованием тест-системы «Эколюм» основана на определении изменений интенсивности биолюминесценции

Таблица 1

Классификация анализируемых проб по группам токсичности для тест-культуры *Paramecium caudatum*

Группы	Величина индекса токсичности, «Т»	Вывод о степени токсичности пробы
1	$0 < T \leq 0,4$	Допустимая степень токсичности
2	$0,4 < T \leq 0,7$	Умеренная степень токсичности
3	$T > 0,7$	Высокая степень токсичности

Таблица 2

Токсикологическая характеристика качества исследуемой воды для тест-культуры *Chlorella vulgaris*

Концентрация тестируемой воды (%), при которой превышен критерий токсичности	Качество воды
100	Слаботоксичная
33	Среднетоксичная
11	Токсичная
3,7	Сильнотоксичная
1,2	Гипертоксичная

Таблица 3

Классификация анализируемых проб по группам токсичности для тест-системы «Эколюм»

Группы	Величина индекса токсичности, «Т»	Вывод о степени токсичности пробы
1	$0 < T < 20$	Образец не токсичен
2	$20 \leq T \leq 49,9$	Образец токсичен
3	$T \geq 50$	Образец сильно токсичен

при воздействии токсичных веществ, присутствующих в анализируемой пробе, в сравнении с контрольной, не содержащей вредных веществ. Острое токсическое действие исследуемой пробы на тест-систему «Эколюм» определяется по ингибированию их биолюминесценции за 30-ти минутный период экспозиции. Количественная оценка параметра тест-реакции выражается в виде индекса токсичности. Методика допускает три пороговых уровня токсичности (табл. 3) [14].

Согласно методике, использующей дафний в качестве тест-объекта, токсичность определяется по их смертности (острая токсичность) и изменению в плодовитости (хроническая токсичность) относительно контрольного образца. Острый эксперимент длится в течение 4 суток, хронический – 24 дня [15].

Результаты и их обсуждение

В ходе эксперимента по хемотаксической реакции инфузорий устанавливался индекс токсичности растворов сульфата алюминия, содержащих превышение ПДК по иону алюминия в 1, 2, 20, 30, 50 и 70 раз. Увеличение индекса токсичности свидетельствовало о повышении токсичности тестируемой среды. Полученные в ходе экспериментов результаты отражены на рисунке.

На представленной диаграмме видно, что с повышением концентрации алюминия закономерно возрастает токсичность питьевой воды. Эффект наблюдается при концентрации ионов алюминия, равной ПДК: индекс токсичности возрастает в 1,4 раза по сравнению с контрольным вариантом. Добавка равная 2 ПДК переводит модельную воду из категории

не токсичной в умеренную группу токсичности согласно используемой методике [12]. При повышении загрязнения до 70 ПДК вода становится высокотоксичной.

При помощи тест-системы «Эколюм» так же анализировались модельные растворы сульфата алюминия, приготовленные в концентрации 0,2, 0,4, 1,0, 2,0, 3,0, 4,0 мг/л на ион алюминия, что соответствовало превышению ПДК в 1, 2, 5, 10, 15, 20 раз. Результаты экспериментов представлены в таблице 4.

По представленным результатам видно, что бактерии оказались менее чувствительны к сульфату алюминия, чем инфузории: добавка, равная превышению ПДК по алюминию в 2 раза, не оказывала влияния на тест-объект. Однако, повышение загрязнения до 5 ПДК и выше вызывает резкое увеличение индекса токсичности, близкое к максимальному угнетению люминесценции данных бактерий.

В экспериментах с использованием одноклеточной водоросли хлорелла тестировались в серии растворов хлорида и сульфата алюми-

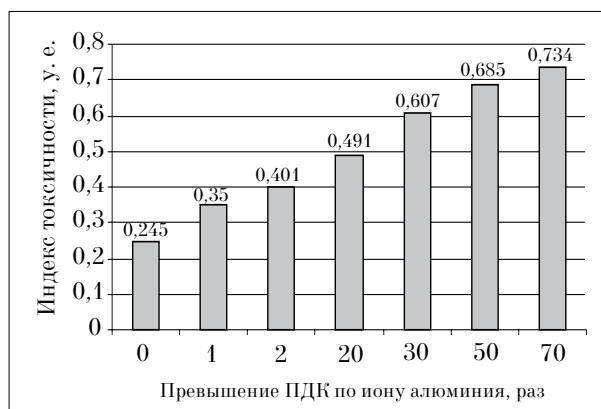


Рис. Результаты биотестирования растворов сульфата алюминия с помощью инфузорий

ния разных концентраций. В ходе экспериментов с сульфатом алюминия было установлено, что в диапазоне концентраций, превышающих ПДК по алюминию от 50 до 80 раз, растворы для хлореллы не токсичны. Загрязнение равно превышению ПДК в 100 раз, делало пробу сильнотоксичной; 200 ПДК – гипертоксичной. Результаты тестирования хлорида алюминия показали, что угнетение хлореллы наступает при превышении ПДК по алюминию в 20 раз (раствор слаботоксичен), при концентрации превышающей ПДК в 30 раз вода становится токсичной. При превышении ПДК более 50 раз среда становится сильнотоксичной. Таким образом, экспериментально установлено, что хлорид алюминия для данного тест-объекта оказался более токсичным веществом по сравнению с сульфатом.

С помощью дафний определялась острая токсичность растворов сульфата алюминия с концентрациями 0,4, 4, 6, 10, 14 мг/л и хлорида алюминия в концентрациях 0,2, 1, 2, 3 и 20 мг/л (по иону алюминия). Установлено, что исследуемые растворы не обладали острой токсичностью. Однако при концентрациях, превышающих 2 мг/л по хлориду и 4 мг/л по сульфату алюминия нами были отмечены морфо-физиологические отличия рачков в опытных вариантах по сравнению с контролем: задержка роста и созревания особей, бледная окраска покровов, снижение двигательной активности, снижение пищевой активности. Например, размер особей в загрязнённых пробах был в 2 раза меньше по сравнению с особями, содержащимися в чистой среде. Кормление дафний во всех вариантах было одинаковым, но выедание кормовых водорослей в контроле было максимальным, а в исследуемых пробах наблюдался водорослёвый осадок, что говорит о снижении пищевой активности рачков. Так же сроки начала размножения в опытных вариантах отличались от контроля на 3-5 дней с постепенным запаздыванием в ответ на возрастание дозы токсиканта.

Отметим, что в первые сутки эксперимента в тестируемых растворах выпадал белый хлопьевидный осадок. По-видимому, произошел постепенный гидролиз соединений алюминия с образованием его малорастворимых гидроксокомплексов.

Отсутствие токсического эффекта при наиболее высокой дозе алюминия (14 мг/л для сульфата и 20 мг/л для хлорида) не означает, что соединения алюминия не действовали на рачков. По отмеченным нами морфо-физиологическим изменениям особей, а также снижению пищевой активности, ряд авторов делают заключение о наличии острого токсического эффекта, так как пищеварительная функция является одним из важнейших объектов диагностики физиологического состояния организма, неспецифически реагирующим на различные внешние воздействия [17]. Так же можно предположить, что для данных организмов вероятно проявление отсроченного токсического эффекта исследуемых веществ [3]. К данному предположению нас подтолкнули отмеченные нами морфо-физиологические изменения рачков. Для подтверждения нашего предположения были проведены серии опытов для выявления хронического токсического действия веществ.

При определении хронической токсичности сульфата алюминия в концентрациях превышающих ПДК по иону алюминия в 30, 50 и 70 раз установлено, что показатели плодовитости дафний соответствовали величинам: 3,9, 1,1, 0,37 особей на самку, тогда как средняя плодовитость в контрольном варианте составила 9,2 особей на одну самку. Из представленных результатов видно, что дафнии в опытных вариантах испытывали сильное угнетение, что способствовало снижению плодовитости в 2 и более раза. Таким образом, подтверждено хроническое токсическое действие по показателю достоверного снижения плодовитости дафний для исследуемых растворов разной концентрации сульфата алюминия.

Таблица 4

Результаты биотестирования растворов сульфата алюминия с помощью тест-системы «Эколюм»

Превышение ПДК по иону алюминия, раз	Индекс токсичности, у.е.	Заключение
0 (контроль)	0	Проба не токсична
1	0	
2	0	
5	93,25	Проба сильнотоксична
10	95,62	
15	96,05	
20	96,18	

Для определения хронической токсичности хлорида алюминия были приготовлены растворы с концентрацией 0,2, 1, 20 мг/л по иону алюминия (соответствует превышению ПДК по иону алюминия в 1, 5, 100 раз). Средняя плодовитость дафний в контрольном варианте составила 16,1 особей на одну самку. Показатели плодовитости в опытных вариантах при концентрации хлорида алюминия превышающих ПДК по алюминию в 1, 5 и 100 раз составили соответственно 9,8, 9,2, 0 особей на самку. Следовательно, хроническое токсическое действие по показателю достоверного снижения плодовитости установлено для питьевых вод, содержащих 0,2 и 1 мг/л ионов алюминия. Такие концентрации могут содержаться в водоёмах районов воздействия промышленных предприятий, теплоэлектростанций, а также в питьевых водах, если в качестве коагулянта используется сульфат алюминия.

В варианте с максимальной концентрацией хлорида алюминия (превышение ПДК в 100 раз), угнетение особей достигло того, что дафнии не смогли иметь потомства. Кроме того, рачки погибли раньше окончания срока эксперимента, то есть хроническое токсическое действие констатируется по более строгому параметру – по смертности.

Заключение

Таким образом, в модельных экспериментах было изучено влияние различных концентраций солей алюминия (хлорида и сульфата алюминия) на тест-объекты разных трофических групп.

Установлено, что хлорид алюминия является более токсичным для культуры водоросли *Chlorella vulgaris*, чем сульфат алюминия.

В краткосрочных экспериментах (продолжительность 4 дня), с использованием тест-объекта *Daphnia magna*, было выявлено, что соли алюминия в исследуемом диапазоне концентраций (от 0,4 до 14 мг/л для сульфата, от 0,2 до 20 мг/л для хлорида) не оказывали острого токсического действия на данный тест-организм. Однако нами было отмечено угнетение роста и развития особей.

Хронический эксперимент (продолжительность 24 дня) показал, что модельные растворы веществ, во всех исследуемых концентрациях, обладали токсическим эффектом для дафний.

Среди живых организмов, подвергавшихся воздействию солей алюминия, наиболее чувствительными оказались инфузории и бактерии тест-системы «Эколюм».

По результатам проведённых экспериментов можно построить следующий ряд по уменьшению чувствительности к соединениям алюминия среди выбранных нами тест-объектов: инфузории > бактерии тест-системы «Эколюм» > хлорелла > дафнии. Однако в хроническом эксперименте дафнии проявили высокую чувствительность к хлориду и сульфату алюминия.

Следовательно, поступление алюминия в водные объекты выше установленного норматива может оказывать негативное влияние на живые организмы и представляет опасность для водных экосистем.

Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских учёных – кандидатов наук № МК-3326.2012.5.

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 527 с.
2. Головкин Т.К., Родина Н.А., Куренкова С.В., Табаленкова Г.Н. Ячмень на севере (селекционно-генетические и физиолого-биохимические основы продуктивности). Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 156 с.
3. Авцын А.П., Жаваронков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология. М: Медицина, 1991. 496 с.
4. Чернова С.П., Курочкина М.В. Создание образцов для контроля качества питьевой воды // Вестник удмуртского университета. Физика. Химия. Вып. 2. 2011. С. 87–90.
5. Lopez F.F., Cabrera C., Lorenzo M.L. Aluminum content of drinking waters, fruit juices and soft drinks: Contribution to dietary intake // Health Stream. № 28. 2002. P. 11.
6. Сынзыныс Б.И., Шарецкий А.Н., Харламова О.В. Иммунотоксичность хлористого алюминия // Гигиена и санитария. 2004. № 4. С. 70–72.
7. Толпешта И.И. Соединения алюминия в поверхностных водах и почвах различных экосистем южной тайги верхней части бассейна р. Межи // Водные ресурсы. 2012. Т. 39. № 1, С. 99–110
8. Приказ Росрыболовства от 18.01.2010 № 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».
9. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (с изменениями на 28 сентября 2007 года).
10. Никаноров А.М., Трунов Н.М. Внутриводоемные процессы и контроль качества природных вод / Под ред. Бедрицкого А.И. С-Пб.: Гидрометеоздат, 1999. 150 с.

11. ПНД Ф 14.1:2:4.166-2000. Методика выполнения измерений массовой концентрации алюминия в пробах природных, очищенных сточных и питьевых вод методом фотометрическим методом с алюминоном.

12. ФР. 1.31.2005.01881 (ред. 2010) Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер». ООО «СПЕКТР-М», 2010. 13 с.

13. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04, 16.1:2.3.7-04 (изд. 2007 г.) Методика определения токсичности проб поверхностных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек их почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer), Красноярск: КрасГУ, 2007.

14. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 16.1:2.3:3.8-04 Методика определения токсичности воды и водных вытя-

жек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». 2010.

15. 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, 2001. 48 с.

16. Олькова А.С., Скугорева С.Г., Адамович Т.А., Бараксина Н.В., Ашихмина Т.Я. Оценка состояния водных объектов методами биотестирования в зоне влияния промышленных предприятий (на примере Кирово-Чепецкого химического комбината) // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 46–52.

17. Грасси О. А., Соколова Е. Г. Фильтрационная активность пресноводных двухстворчатых моллюсков и влияние на нее токсических факторов // Реакция гидробионтов на абиотические воздействия: к разработке теоретических основ биотестирования. Изд. Ярославского ГУ, 1984. С. 101–106.

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова
 Институт экологического почвоведения МГУ
 Музей землеведения и Экоцентр МГУ
 Биологический факультет
 Факультет почвоведения
 Российская академия наук
 Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова

**Международная конференция
 БИОДИАГНОСТИКА В ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ ПОЧВ
 И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СРЕД
 4–6 февраля 2013 г.**

Глубокоуважаемые коллеги!

Приглашаем Вас принять участие в Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред», которая будет проходить 4-6 февраля 2013 г. в Москве, МГУ. В программе конференции устные и стендовые доклады, выставка печатной продукции и оборудования, дискуссии по следующим направлениям:

1. Методология биодиагностики. Методологические основы биоиндикации, биотестирования и концепции экологического нормирования.
2. Источники воздействий. Источники воздействий, подлежащих контролю, и их влияние на экологическое качество почв, водной и воздушной сред.
3. Биоиндикация. Зоо-, фито- и микробиотическая индикация нарушений почв и сопредельных сред в естественных, агро- и урбоэкосистемах.
4. Биотестирование. Информативность и воспроизводимость методов биотестирования в разных областях применения, стандарты ИСО.
5. Интеграция данных для нормирования. Математические модели и подходы к интеграции данных биоиндикации и биотестирования для задач экологического нормирования.

Основные даты

Прием тезисов	с 1 августа по 30 сентября 2012 г. на сайте www.bioassay2013.ru
Начало регистрации	1 августа 2012
Ранняя регистрация	до 15 октября 2012
Поздняя регистрация	до 1 декабря 2012
Прием тезисов	до 30 сентября 2012

Контакты

119234, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр.12, ф-т почвоведения МГУ;
 e-mail: bioassay2013@gmail.com. Оргкомитет конференции «Биодиагностика – 2013»

Экологическая безопасность подземных магистральных нефте- и нефтепродуктопроводов при эксплуатации

© 2012. Ю. В. Дудников¹, к.т.н., руководитель, Х. А. Азметов², д.т.н., профессор, гл.н.с.,

¹Управление Федеральной службы по надзору в сфере природопользования по Республике Башкортостан,
²Государственное унитарное предприятие «Институт проблем транспорта энергоресурсов» Республики Башкортостан,
 e-mail: prirodnadzor_rb@ufanet.ru, ipter@anrb.ru

В статье представлены результаты исследований по обеспечению экологической безопасности подземных магистральных нефте- и нефтепродуктопроводов при их эксплуатации. Проведена оценка уровня механического напряжения в стенке труб подземного нефте- и нефтепродуктопровода. Превышение этими напряжениями предельного значения связано с потерей герметичности трубопровода, выходом перекачиваемого продукта в окружающую среду, её загрязнением. Даны рекомендации по снижению уровня напряжений и обеспечению экологической безопасности сооружения.

The article presents results of study relating to ecological safety of the underground main oil- and oil product pipelines during operation. Stress level in the pipe wall of the underground oil pipeline and oil product pipeline was evaluated. Excess of these stresses over ultimate value is associated with the loss of pipeline tightness, escape of the pumped product and pollution of environment. Recommendations are given concerning stress level reduction and provision for ecological safety of the structure.

Ключевые слова: экологическая безопасность, магистральный нефте- и нефтепродуктопровод, механическое напряжение, продольно-поперечные перемещения трубопровода, предельное проектное напряжение

Keywords: ecological safety, main oil- and oil product pipeline, stress, longitudinal-lateral pipeline movements, ultimate design stress

Особое место для магистральных нефте- и нефтепродуктопроводов отводится экологической безопасности при эксплуатации. Это связано с тем, что перекачиваемые продукты ядовиты для растений и животного мира, химически агрессивны и огнеопасны. Важным условием обеспечения экологической безопасности магистральных нефте- и нефтепродуктопроводов является исправность отдельных его участков и технических объектов [1 – 3].

Магистральные трубопроводы любого назначения имеют повороты трассы при изменении её направлений или обходе каких-либо препятствий, населённых пунктов, образуя криволинейность в горизонтальной плоскости. Криволинейные участки конструктивно выполняются упругим изгибом трубопровода, отводами холодного гнущья и крутоизогнутыми отводами [4, 5].

В случаях сооружения магистральных нефте- и нефтепродуктопроводов при отрицательной температуре и перекачке продукта, имеющего положительную температуру, в трубопроводе возникают значительные про-

дольные сжимающие усилия [6]. На углах поворота подземных трубопроводов под действием продольных сжимающих усилий происходят их продольно-поперечные перемещения с возникновением значительных дополнительных механических напряжений в стенке труб [7]. Эти напряжения в сумме с напряжениями, учтёнными в проекте, могут превысить несущую способность трубопровода и привести к его повреждению с потерей герметичности, выходом перекачиваемого продукта в окружающую среду с тяжёлыми экологическими последствиями.

Действующие строительные нормы и правила [5] при проверке прочности подземных трубопроводов предусматривают определить максимальные суммарные продольные напряжения от всех нагрузок и воздействий с учётом поперечных и продольных перемещений трубопровода. В то же время указанные нормы и правила [5] и другие соответствующие нормативные документы содержат только расчётные формулы по определению максимальных продольных напряжений при отсутствии перемещений трубопровода.

Цели и задачи

Получить аналитические зависимости для определения напряжений и оценить экологическую безопасность подземных трубопроводов в зависимости от условий их сооружения и эксплуатации.

Методы

Проведено теоретическое исследование напряжённно-деформированного состояния подземного трубопровода на углах поворота в горизонтальной плоскости. Трубопровод рассматривается как длинная гибкая балка, находящаяся под действием изменяющихся с ростом прогиба продольного усилия и поперечной нагрузки [8 – 10]. Продольное усилие в процессе изгиба уменьшается от первоначального до равновесного и формируется изогнутый участок, где величина прогиба снижается от наибольшего значения в вершине угла поворота до нулевого значения на определённом расстоянии от вершины угла поворота [11]. Поперечная нагрузка представляет собой сопротивление грунта прогибу трубопровода и которое возрастает прямопропорционально с увеличением прогиба. При решении задачи учтён и тот факт, что прогибы подземного трубопровода соизмеримы с зазором между стенками трубы и траншеи и прогибу оказывает сопротивление грунт нарушенной (при сооружении трубопровода) структуры с пониженным (по сравнению с грунтом ненарушенной структуры) коэффициентом пропорциональности при сжатии [12].

Результаты

В результате проведённых исследований получены зависимости параметров напряжённно-деформированного состояния трубопровода на углах поворота в горизонтальной плоскости от характеристик трубопровода, свойств грунта, нормативных нагрузок и воздействий с учётом продольно-поперечных перемещений трубопровода.

Были рассмотрены углы поворота, конструктивно выполненные крутоизогнутыми отводами, отводами холодного гнутья и упругим изгибом трубопровода. В результате для каждого конструктивного решения получены зависимости, устанавливающие влияние начального продольного сжимающего усилия N_0 на прогиб и напряжения в трубопроводе, а также расчётные формулы для определения наибольшего прогиба v_0 , продольного усилия N и максимального изгибающего момента M .

Так, например, для углов поворота, конструктивно выполненных крутоизогнутыми отводами получены следующие аналитические выражения:

$$\begin{aligned} & (\bar{N}_0 - \alpha)^2 + Z_1(\bar{N}_0 - \alpha) \cdot \frac{a}{\sqrt{\alpha}} - \\ & - Z_2 \bar{v} \left[1 + \left(\frac{\pi}{4} \right)^2 \cdot \frac{\bar{v} \sqrt{\alpha}}{a} \right] = 0 \end{aligned} \quad (1)$$

$$v_0 = \bar{v} \sqrt[3]{\frac{EJ}{q} \operatorname{tg}^4 \varphi} \quad (2)$$

$$M = \bar{M} \sqrt[3]{q(EJ \operatorname{tg} \varphi)^2} \quad (3)$$

$$N = \alpha \sqrt[3]{\left(\frac{q}{\operatorname{tg} \varphi} \right)^2 EJ} \quad (4)$$

где \bar{N}_0 , Z_1 и Z_2 – безразмерные параметры, характеризующие исходные данные, в т. ч. начальное усилие N_0 , геометрические характеристики трубопровода и угла поворота, свойства грунта;

α , a , \bar{v} , \bar{M} – безразмерные параметры, определяемые в зависимости от исходных данных по полученным нами формулам;

E – модуль упругости материала трубы;

J – момент инерции сечения трубы;

2φ – угол поворота трубопровода;

q – сопротивление грунта поперечному перемещению трубопровода единичной длины с наружным диаметром D и определяется из выражения $q = k_0 Dw + q_1$, где $w = 1,0$ и имеет размерность длины;

q_1 – сила трения трубопровода единичной длины по грунту при его поперечном горизонтальном перемещении.

Параметры α и \bar{v} определяются через параметр a , значения \bar{N}_0 , Z_1 и Z_2 вычисляются по исходным данным, и поэтому в уравнении (1) неизвестным является только параметр a . Находя a по (1), вычисляются \bar{v} , \bar{M} и α , затем v_0 , M и N .

На рисунках 1 и 2 представлены зависимости максимальных суммарных продольных напряжений $\sigma_{\text{ПР}}^{\text{H}}$ в трубопроводе $\varnothing 1020 \times 11$ мм от исходных данных на углах поворота, конструктивно выполненных крутоизогнутым отводом. Трубопровод проложен в супесчаном грунте. Свойство грунта и его сопротивление продольно-поперечным перемещениям трубопровода определены по рекомендациям [8, 12]. Металл трубы имеет предел текучести $\sigma_{\text{T}} = 366,0$ МПа. Рабочее давление в трубопроводе

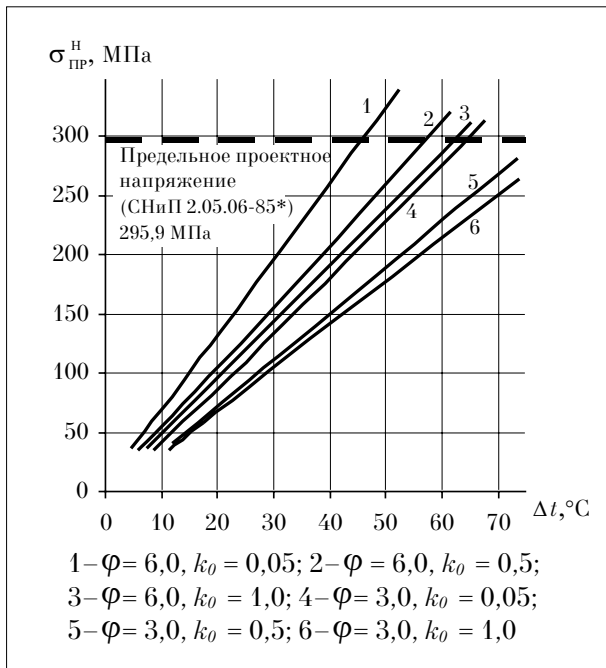


Рис. 1. Зависимости максимальных суммарных продольных напряжений $\sigma_{\text{пр}}^{\text{H}}$ в трубопроводе $\text{Ø} 1020 \times 11$ мм от положительного температурного перепада Δt для различных значений угла поворота φ (град) и коэффициента k_0 (кгс/см³)

воде 2,5 МПа. Начальное сжимающее усилие N_0 определяется по [5].

В соответствии с [5] предельное проектное напряжение равно 295,9 МПа. Напряжение $\sigma_{\text{пр}}^{\text{H}}$ определено по формуле $\sigma_{\text{пр}}^{\text{H}} = \mu \sigma_{\text{КЦ}}^{\text{H}} \pm \frac{M}{W} - \frac{N}{F}$, где μ – коэффициент Пуассона; $\sigma_{\text{КЦ}}^{\text{H}}$ – кольцевые напряжения от рабочего давления; W – момент сопротивления сечения трубы; F – площадь поперечного сечения трубы.

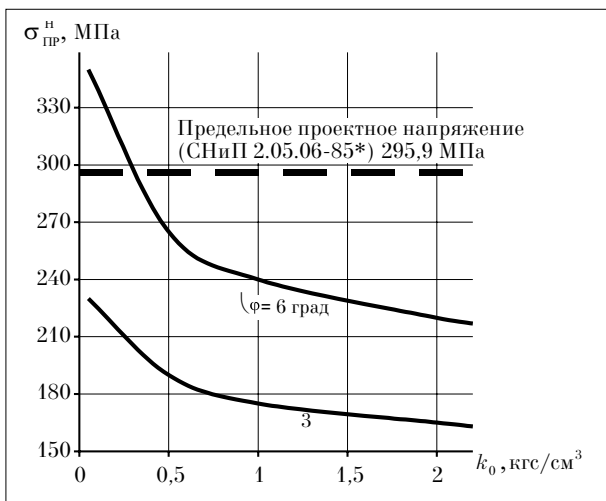


Рис. 2. Зависимости максимальных суммарных продольных напряжений $\sigma_{\text{пр}}^{\text{H}}$ в трубопроводе $\text{Ø} 1020 \times 11$ мм от коэффициента k_0 для различных значений угла поворота φ (град) при $\Delta t = 50$ °С

На основании проведённых нами расчётов установлено, что увеличение положительного температурного перепада и угла поворота приводят к существенному повышению максимальных суммарных продольных напряжений в трубопроводе. Снижение коэффициента k_0 грунта вызывает рост уровня напряжений, особенно в области $k_0 < 0,5$ кгс/см³. Для некоторых сочетаний исходных данных Δt , φ и k_0 напряжения превышают предельное проектное, что представляет реальную опасность целостности сооружения.

Следует отметить, что расчёт напряжений без учёта продольно-поперечных перемещений даёт существенно заниженные результаты. Так, например, для рассматриваемого трубопровода $\text{Ø} 1020 \times 11$ мм при $\varphi = 6$ град, $k_0 = 0,05$ кгс/см³ и $\Delta t = 50$ °С при расчёте по полученным нами формулам $\sigma_{\text{пр}}^{\text{H}} = 156$ МПа, при расчёте без учёта перемещений $\sigma_{\text{пр}}^{\text{H}} = 65$ МПа. Конструктивное выполнение угла поворота отводом холодного гнущья и упругим изгибом трубопровода позволяют существенно снизить дополнительные напряжения в процессе эксплуатации. Анализ показал, что с целью снижения уровня напряжений в трубопроводе, тем самым обеспечения экологической безопасности следует уменьшить величину угла поворота трубопровода и разность температур сооружения и эксплуатации, а так же для сооружения углов поворота выбрать участки с прочным грунтом.

Выводы

Получены аналитические зависимости напряжённо-деформированного состояния подземного нефте- и нефтепродуктопровода на углах поворота в горизонтальной плоскости, позволяющие оценить экологическую безопасность сооружения в процессе эксплуатации. Определены основные технические и технологические меры обеспечения экологической безопасности магистральных нефте- и нефтепродуктопроводов на сложных участках трассы.

Литература

1. Губайдуллин М.Г., Калашников А.В., Макаровский Н.А. Оценка и прогнозирование экологического состояния геологической среды при освоении севера Тимано-Печерской нефтегазопасной провинции. Архангельск: Арханг. гос. техн. ун-т, 2008. 207 с.
2. Мазур И.И., Иванцов О.М., Молдованов О.И. Конструктивная надёжность и экологическая безопасность трубопроводов. М.: Недра, 1990. 264 с.

3. Телегин Л.Г., Ким Б.И., Зоненко В.И. Охрана окружающей среды при сооружении и эксплуатации газонефтепроводов. М.: Недра, 1988. 188 с.
4. Бородавкин П.П. Подземные магистральные трубопроводы (проектирование и строительство). М.: Недра, 1982. 384 с.
5. СНиП 2.05.06-85*. Магистральные трубопроводы. Минстрой России. М.: ГУП ЦПП, 1997. 60 с.
6. Ясин Э.М., Черников В.И. Устойчивость подземных трубопроводов. М.: Недра, 1968. 120 с.
7. Азметов Х.А., Матлашов И.А., Гумеров А.Г. Прочность и устойчивость подземных трубопроводов. СПб.: Недра, 2005. 248 с.
8. Бородавкин П.П. Механика грунтов в трубопроводном строительстве. М.: Недра, 1976. 224 с.
9. Феодосьев В.И. Сопrotивление материалов. М.: Недра, 1970. 544 с.
10. Филоненко-Бородич М.М., Изюмов С.М., Олисов Б.А. и др. Курс сопротивления материалов. Часть II. М.: Государственное изд-во технико-теоретической литературы, 1956. 540 с.
11. Айнбиндер А.Б. Расчёт магистральных и промысловых трубопроводов на прочность и устойчивость. М.: Недра, 1970. 544 с.
12. Клейн Г.К. Расчёт подземных трубопроводов. М.: Издательство литературы по строительству, 1969. 240 с.

Институт биологии Коми научного центра УрО РАН
Институт Экологии Растений и Животных УрО РАН
Научный совет по изучению, охране
и рациональному использованию животного мира
Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Коми
Управление Федеральной службы по надзору
в сфере природопользования по Республике Коми
Проект ПРООН/ГЭФ ООПТ Республики Коми

**Вторая Всероссийская конференция с международным участием
«ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ И ОХРАНЫ ЖИВОТНОГО МИРА НА СЕВЕРЕ»**

8–12 апреля 2013 г.

Сыктывкар, Республика Коми, Россия

Уважаемые коллеги!

Приглашаем Вас принять участие в работе II Всероссийской научной конференции с международным участием «ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ И ОХРАНЫ ЖИВОТНОГО МИРА НА СЕВЕРЕ».

Работа конференции будет проходить в форме пленарных и секционных заседаний и стендовых сессий. На конференции будут рассмотрены проблемы изучения позвоночных, а также почвенных, наземных и водных беспозвоночных на Севере.

Основные направления работы конференции

- Фауна, систематика, зоогеография и адаптация животных к условиям Севера
- Структура и динамика сообществ и популяций
- Влияние естественных и антропогенных факторов на фауну и население животных
- Охрана животных в системе ООПТ

Ключевые даты

Прием заявок	до 20 сентября 2012 г.
Прием материалов	до 10 октября 2012 г.
Перечисление оргвзноса	до 1 ноября 2012 г.
Второе письмо	январь 2013 г.
Бронирование гостиницы	до 1 марта 2013 г.
Регистрация участников	8–9 апреля 2013 г.
Открытие конференции	9 апреля 2013 г.

Контакты

167982, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Мария Батурина
Тел.: (8212) 436384; факс: (8212) 240163
E-mail: animals:@ib.komisc.ru
Сайт: http://ib.komisc.ru/abb/conf/animals_2013

Проблемы интерпретации результатов экспериментального моделирования загрязнения системы почва–растения тяжёлыми металлами

© 2012. Е. А. Карпова, д.б.н., в.н.с., А. А. Ермаков, к.б.н., с.н.с., Ю. С. Парубец, аспирант, Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, e-mail: karpova_soil@mail.ru

В статье приведены результаты трёхгодичного эксперимента с загрязнением дерново-подзолистой почвы тяжёлыми металлами (на примере меди). Показано влияние фактора времени на изменение содержания подвижных и кислоторастворимых форм меди в почве и накопление её растениями ячменя.

In this article the results of three years experiment with soil polluted with heavy metals are presented. The influence of time factor on the change of content of mobile and acid-soluble forms of Cu in soil and Cu accumulation in barley is shown.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, загрязнение, вегетационный опыт

Keywords: heavy metals, pollution, green house experiment

Загрязнение почв сельскохозяйственного назначения тяжёлыми металлами (ТМ) представляет собой серьёзную проблему для многих стран в мире. Результатом этого процесса является снижение продуктивности сельскохозяйственных культур и качества продовольственного сырья растительного происхождения.

В связи с этим большое распространение приобрели попытки экспериментального моделирования загрязнения в системе почва – растение. За редким исключением, в работах не уделяется должного внимания времени, прошедшему с момента загрязнения (длительность эксперимента обычно ограничивается одним вегетационным сезоном). Причём в таких опытах уровень загрязняющего вещества (как правило, ориентированный на ПДК или ОДК по валовому содержанию элемента), создают внесением его растворимых соединений. И на основе полученных данных оценивается или прогнозируется поведение металлов в реальных системах почва – растение с аналогичным уровнем загрязнения.

Но реальное загрязнение (за исключением залповых аварийных выбросов, а также мест складирования некоторых видов промышленных отходов) формируется длительное время. Даже если загрязняющее вещество поступает (порционно) в растворимой форме, то за время формирования загрязнения успевает установиться динамическое равновесие между группами прочносвязанных и относительно подвижных соединений металлов. В систе-

мах же с разовым загрязнением по данным [1, 2] равновесие может формироваться в течение различного времени: от года до 3 и более лет в зависимости от уровня самого загрязнения, свойств металла и почвы.

Целью работы являлось изучение изменения форм металлов (на примере Cu) в почве и накопления в растениях в течение трёх лет (вегетационных сезонов) после загрязнения.

Материалы и методы исследования

Вегетационный опыт проводился в период с 2006-го по 2008 г. на дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве. Основные агрохимические показатели почвы, свидетельствующие о среднем уровне её окультуренности, следующие: $pH_{\text{водн.}}$ – 6,1; гидролитическая кислотность, H_r – 1,7 ммоль/100 г почвы; сумма поглощённых оснований, S – 11,8 ммоль/100 г почвы; подвижные соединения фосфора и калия – 15,9 и 9,0 мг/100 г почвы соответственно.

Медь вносили в почву в виде раствора $CuSO_4$ в дозе Cu 330 мг/кг почвы (5 ОДК). Почва была загрязнена только в 2006 г. В 2006 и 2007 гг. сосуды с почвой и растениями находились вне павильона в естественных природных условиях. В 2008 г. – в стандартных условиях вегетационного павильона, предусматривающих поддержание влажности почвы в сосудах на уровне 60% от ППВ. Температура в павильоне, как правило, на несколько градусов выше, чем на открытом воздухе.

В течение трёх вегетационных сезонов на загрязнённой Cu почве выращивали ячмень (*Hordeum vulgare* L.) сорта Сонет.

По окончании вегетации Cu из почвы извлекали ацетатно-аммонийным буферным раствором (ААБ) с рН 4,8 (наиболее мобильные соединения) и 1 моль/л раствором HCl (кислоторастворимые формы) при соотношении почва : раствор равном 1:10. Определяли металл в вытяжках атомно-абсорбционным методом. Валовое содержание Cu в почве определяли методом рентген-флюоресцентного анализа (РФА).

Содержание Cu в растениях определяли атомно-абсорбционным методом после сухого озоления (450 °С) проб и последующего перевода их в раствор.

Данные статистически обработаны. Приведены средние содержания и доверительные интервалы.

Результаты и обсуждение

На протяжении трёх лет в почве как контрольного, так и варианта с загрязнением не происходило существенных изменений по содержанию питательных элементов. Поэтому влияние данного фактора (обеспеченность элементами питания и её возможное изменение за время эксперимента) на поступление в растения основных биофильных элементов и меди в течение трёх вегетационных сезонов можно не учитывать. Также можно пренебречь и отчуждением металла с биомассой растений, поскольку вынос в варианте с загрязнением не превышал 0,01% от внесённого количества.

Валовое содержание Cu в исходной почве составляло 26 ± 5 мг/кг, при загрязнении оно возросло до 390 ± 28 мг/кг и достоверно не различалось в течение эксперимента. Допуская, что в варианте с загрязнением в момент внесения всё поступившее в почву количество металла было легкоподвижным, можно наблюдать следующую динамику в отношении различных соединений Cu в варианте с загрязнением (рис. 1, 2).

Общий тренд содержания наиболее мобильных, а также кислоторастворимых соединений Cu в почве направлен на их снижение, т. е. со временем происходит переход металла в более прочно связанные почвенные соединения.

Наибольшие изменения содержания исследуемых форм Cu наблюдались в первый год опыта. Спустя 60 дней (первый вегетационный сезон) после закладки опыта в форме наиболее мобильных соединений было обнаружено около половины (51%) от внесённого в почву количества Cu. В составе кислоторастворимых соединений – 63%. Однако в конце следующего вегетационного сезона количество как наиболее мобильных, так и кислоторастворимых соединений металла в почве возросло и составило соответственно 53 и 71% от исходно внесённого уровня. Такое увеличение подвижности элемента может быть обусловлено значительным переувлажнением почвы в сосудах в 2007 г., связанным с погодными условиями.

Влияние переувлажнения почвы на подвижность Cu (и других металлов) может быть связано с трансформацией в этих условиях гидроксидов железа и марганца, которые в дер-

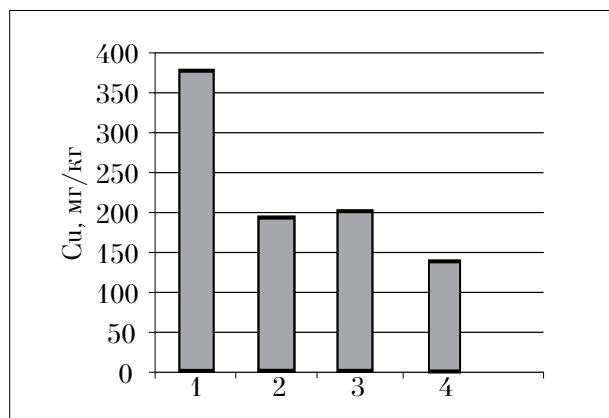


Рис. 1. Динамика содержания легкоподвижных соединений меди в почве на протяжении трёх лет после загрязнения: 1 – 2006 г. (внесение раствора меди перед началом вегетационного сезона); 2 – 2006 г. (конец вегетационного сезона); 3 – 2007 г.; 4 – 2008 г.

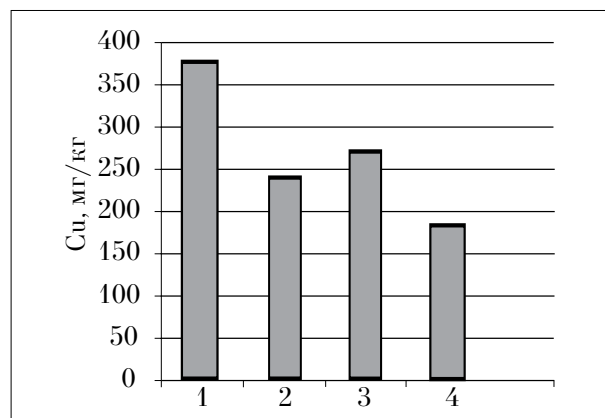


Рис. 2. Динамика содержания кислоторастворимых (потенциально доступных) соединений меди в почве на протяжении трёх лет после загрязнения: 1 – 2006 г. (внесение раствора меди); 2 – 2006 г. (конец вегетационного сезона); 3 – 2007 г.; 4 – 2008 г.

ново-подзолистых почвах являются основным почвенным компонентом, фиксирующим микроэлементы. В более ранней нашей работе [3] было показано влияние условий увлажнения на подвижность Cu в дерново-подзолистой почве в течение одного сезона: в почве, испытывавшей переувлажнение, количество наиболее мобильных и кислоторастворимых соединений металла было больше, чем в аналогичной почве при стандартном увлажнении 60–70% от ППВ.

После третьего вегетационного сезона (2008 г.) в почве загрязнённого варианта, находившейся в стандартных условиях вегетационного павильона, произошло значительное снижение количества как наиболее мобильных, так и кислоторастворимых соединений меди. Доля соединений элемента, извлекаемых ААБ, снизилась до 34% (от внесённого количества), составив $137,9 \pm 11,9$ мг/кг. Содержание кислоторастворимых форм Cu достигло $184,0 \pm 20,7$ мг/кг, что не превышало 50% от внесённого.

Таким образом, за трёхлетний период, прошедший с момента внесения в почву раствора CuSO_4 на уровне 5 ОДК, для наиболее мобильных и кислоторастворимых соединений меди наблюдается общая тенденция их снижения, не исключая, однако, возможности некоторого увеличения количества этих соединений в отдельные годы при избыточном увлажнении почвы. Эта тенденция снижения доли подвижных соединений элемента в почве может ещё продолжаться с течением времени до того момента, пока не установится динамическое равновесие между всеми группами почвенных соединений металла. По данным [4], в зависимости от времени, прошедшего с момента поступления поллютанта в почву, реакции с его участием могут быть различными, причём процесс достижения динамического равновесия для некоторых реакций может продолжаться в течение нескольких лет.

Для оценки содержания Cu в почве помимо ОДК по валовому содержанию существует ещё и ПДК по подвижным формам, извлекаемым ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4,8. ПДК Cu в почве по подвижным формам составляет 3 мг/кг. В почве варианта с загрязнением в момент внесения раствора CuSO_4 эта ПДК была превышена в 110 раз. К концу первого вегетационного сезона превышение составляло 63 раза, второго – 66 раз. К концу эксперимента (третьего вегетационного сезона) ПДК была превышена почти в 45 раз. Следовательно, при моделировании загряз-

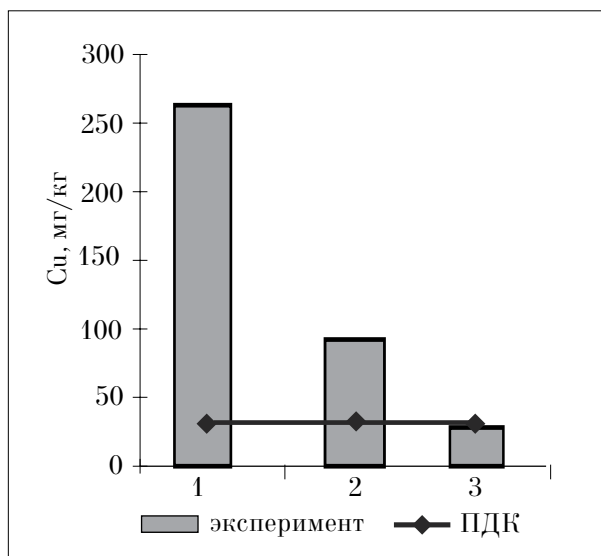


Рис. 3. Содержание меди в растениях ячменя (мг/кг) трёх вегетационных сезонов в варианте с загрязнением почвы на уровне 5 ОДК: 1 – 2006 г., 2 – 2007 г., 3 – 2008 г.

нения почвы растворимыми солями металлов необходимо ориентироваться на ПДК по подвижным формам.

Однако при изучении системы почва – растение, которая исследуется в вегетационных опытах, такой оценки уровня загрязнения почвы по подвижным соединениям металла может быть недостаточно.

Концентрация Cu в растениях варианта с загрязнением в разные годы исследования показана на рисунке 3.

В варианте контроля содержание Cu в биомассе ячменя варьировало в диапазоне от 1,2 до 5,5 мг/кг, по годам: $1,8 \pm 0,6$ мг/кг (2006 г.); $4,1 \pm 1,4$ мг/кг (2007 г.); $2,1 \pm 0,7$ мг/кг (2008 г.). Тенденция его изменения в зависимости от времени проведения эксперимента отсутствовала.

Концентрация Cu в растениях ячменя загрязнённого варианта уменьшалась в каждом последующем вегетационном сезоне, причём снижение содержания элемента в растениях в эксперименте было более эффективно, чем изменение количества подвижных форм Cu в почве, о чём свидетельствуют коэффициенты накопления (табл.). В варианте с загрязнением с увеличением периода времени, прошедшего с момента внесения в почву растворимой соли металла, коэффициенты накопления (K_n) его ячменём снижаются от 1,30 до 0,20 для K_{n1} (по отношению к подвижным формам) и от 1,09 до 0,16 для K_{n2} (по отношению к кислоторастворимым формам). Выявленная закономерность может быть показателем того, что при высоких уровнях загрязнения дерново-подзолистой

Коэффициент накопления (K_n) Cu в растениях ячменя варианта с загрязнением (1 – по отношению к подвижным соединениям Cu в почве, 2 – по отношению к кислоторастворимым формам)

Вегетационный сезон (год)	K_{n1}	K_{n2}
Первый (2006 г.)	1,30	1,09
Второй (2007 г.)	0,46	0,35
Третий (2008 г.)	0,20	0,16

почвы ацетатно-аммонийная вытяжка (по которой можно оценивать уровень загрязнения почвы) не будет адекватно характеризовать уровень доступной для растений Cu . Растения в первую очередь будут поглощать наименее прочно связанный металл, находящийся в обменном состоянии, а ацетат-ион за счёт комплексообразования может извлекать и часть специфически сорбированной Cu . В данном случае при оценке доступности для растений металла в почве, вероятно, следует применять более слабый экстрагент, например 0,01 моль/л раствор $CaCl_2$ или $MgCl_2$.

В варианте контроля K_{n1} изменялись в диапазоне от 1,2 до 5,5. K_{n2} – от 0,4 до 0,9, причём отсутствовала тенденция их изменения в зависимости от времени проведения эксперимента.

Выраженный тренд содержания подвижных соединений Cu в почве, а также концентрации Cu в растениях и K_n в зависимости от времени (3 года) при проведении вегетационных опытов с моделированием загрязнения почв растворимыми солями металлов из расчёта ОДК по валовому содержанию свидетельствует о том, что результаты, полученные за один или даже два сезона (года), прошедшие с момента загрязнения, не могут адекватно оценивать ни реальное состояние металлов в загрязнённых почвах (существующими методами), ни накопление их растениями.

Заключение

В результате данного исследования установлено снижение содержания в почве подвижных и кислоторастворимых соединений Cu , а также накопления металла растениями ячменя в течение трёх лет (вегетационных сезонов), прошедших с момента загрязнения почвы. Очевидно, что для дерново-подзолистой тяжелосуглинистой средне-

культурной почвы при моделировании загрязнения на уровне 5 ОДК по валовому содержанию внесением растворимых солей металла эксперимента продолжительностью менее трёх лет, недостаточно для установления динамического равновесия между группами почвенных соединений Cu . Т. е. использование результатов опыта, полученных за 1–2 года, прошедших с момента загрязнения, для прогноза поведения металла в случае реальной ситуации (для загрязнённой почвы на уровне 5 ОДК по валовому содержанию) может привести к ошибочным выводам.

При моделировании загрязнения почвы растворимыми солями металлов необходимо ориентироваться на ПДК по подвижным формам. Однако следует учитывать, что при высоких уровнях загрязнения дерново-подзолистой почвы ацетатно-аммонийная вытяжка (по которой можно оценивать уровень загрязнения почвы) не всегда будет адекватно характеризовать уровень доступных для растений металлов.

Литература

1. Минкина Т.М. Содержание ТМ в почвах нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Ростов-на-Дону. 2008. 48 с.
2. Цаплина М.А. Трансформация и миграция соединений свинца, кадмия и цинка в дерново-подзолистой почве: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва. 1991. 24 с.
3. Карпова Е.А., Голятина С.В.; Ермаков А.А. Подвижность Zn и Cu в загрязнённых дерново-подзолистых почвах агроценозов в зависимости от природных и антропогенных факторов // Современные проблемы загрязнения почв: Матер. II Междунар. науч. конф. М: МГУ, 2007. Т. 1.С. 369–371.
4. Huang P.M. Environmental soil chemistry and its impact on agriculture and the ecosystem. Italy. Universita degli studi di Napoli Federico II. 2000. 77 p.

Геоэкологические основы повышения эффективности использования сельскохозяйственных земель (на примере Чеченской Республики)

© 2012. Х. Ш. Забураева, доцент,
Грозненский государственный нефтяной технический университет
им. акад. М. Д. Миллионщикова,
e-mail: eveggne@mail.ru

В статье рассмотрены особенности использования земель сельскохозяйственного назначения в Чеченской Республике. Приведены научно обоснованные рекомендации по повышению эффективности использования указанных земель в специфичных условиях региона.

The article contains peculiarities of the agricultural lands use in Chechen Republic. Moreover, it gives scientifically grounded recommendations about the agricultural lands usage efficiency improvement in the in specific environment of the region.

Ключевые слова: сельскохозяйственные земли, землепользование, геоэкологические проблемы

Keywords: agricultural lands, land use, geoeological problems

Повышение эффективности использования земель связано с многогранностью функций и свойств почвы, которые являются главным средством производства в сельском и лесном хозяйстве, пространственным базисом для размещения производительных сил, важнейшим компонентом окружающей природной среды. Особую актуальность данная проблема приобретает в отношении сельскохозяйственных земель, учитывая тот факт, что в настоящее время значительная часть продовольственных товаров, как в стране в целом (на 35%), так и в Чеченской Республике (на 80%), в частности, продолжает ввозиться из-за рубежа.

Цель настоящего исследования – разработка основных направлений повышения эффективности использования сельскохозяйственных земель.

Для достижения указанной цели требуется решить следующие *задачи*:

- изучение современного состояния использования земель;
- выявление основных факторов, лимитирующих развитие сельского хозяйства в регионе;
- оценка резервов увеличения производства продукции земледелия;
- разработка путей повышения эффективности использования сельскохозяйственных земель с учётом геоэкологической ситуации в регионе.

В Чеченской Республике (ЧР) к землям сельскохозяйственного назначения относятся земли, расположенные за чертой поселений, предоставленные либо предназначенные физическим и юридическим лицам для ведения сельскохозяйственного производства. Они занимают наибольшую долю – 961680 га (или 59,6%) в структуре земельного фонда республики [1].

Основная часть земель этой категории сосредоточена в равнинной части ЧР, в целом благоприятной по почвенно-климатическим условиям для ведения эффективного сельскохозяйственного производства. Здесь сосредоточены наиболее плодородные почвы (чернозёмные, луговые и др.) республики. За исключением северных районов (зона полупустынь), где сосредоточена значительная доля сельскохозяйственных земель – Шелковской – 210486 га (или 21,9%) и Наурский – 201993 га (21,0%), характеризующихся высокими среднегодовыми температурами (выше 0 °С) и недостаточным увлажнением (до 300 мм/год). Это самые крупные по площади (299412 га и 220517 га соответственно) районы ЧР. Остальная часть этих земель распределена между Грозненским – 115675 га (12,0%), Надтеречным – 77681 га (8,1%), Ачхой-Мартановским – 50406 га (5,2%), Ножай-Юртовским – 46981 га (4,9%) и другими районами.

В структуре сельскохозяйственных угодий преобладают естественные кормовые угодья (пастбища и сенокосы), которые составляют 63% общей площади угодий, а на долю пашни приходится 36%.

Кормовые угодья преобладают над пашней в северных районах: Шелковском – 200405 га (или 84,9% от общей площади), в Наурском – 119447 га (67%), малоблагоприятных для возделывания сельскохозяйственных культур, и в горных районах: Шатойском – 23817 га (92%), Веденском – 38797 га (90%), Итум-Калинском – 46469 га (96%) и Шаройском – 34765 га (99%). Здесь производство ограничивается сильно пересечённым рельефом и климатическими условиями зоны высокогорий (рис. 1 А).

Пашня над кормовыми угодьями преобладает в Грозненском – 81017 га (69% от общей площади), Гудермесском – 31166 га (72%), Курчалойском – 15657 га (69%), Шалинском – 22210 га (74%), Урус-Мартановском – 24574 га (74%) и Сунженском – 16230 га (74%) районах (рис. 1 Б).

За последние годы произошло уменьшение площади сельскохозяйственных угодий, что связано в основном с переводом их под застройки и дороги (в населённых пунктах), а также под военные полигоны. В период 2004–2009 гг. сельскохозяйственные угодья сократились на 9,7 тыс. га и, что особенно тревожно, уменьшилась площадь пашни на 8,7 тыс. га (табл. 1). При этом важен не только сам процесс уменьшения пахотных земель, но и в каких природно-климатических зонах и условиях происходят эти изменения. Так, максимум потерь пашни имел место в Грозненском, Сунженском и Шалинском районах (60,1%) – районах обеспеченного увлажнения, высокого естественного плодородия почв и благоприятного температурного режима. Здесь также сыграли роль и развитые в регионе почвозрушающие процессы (водная и ветровая эрозия, деградация, засоление, загрязнение нефтью и нефтепродуктами, свалками твёрдых бытовых отходов и др.) [2].

В 2008 г. площадь сельскохозяйственных угодий уменьшилась на 1,3 тыс. га в основном

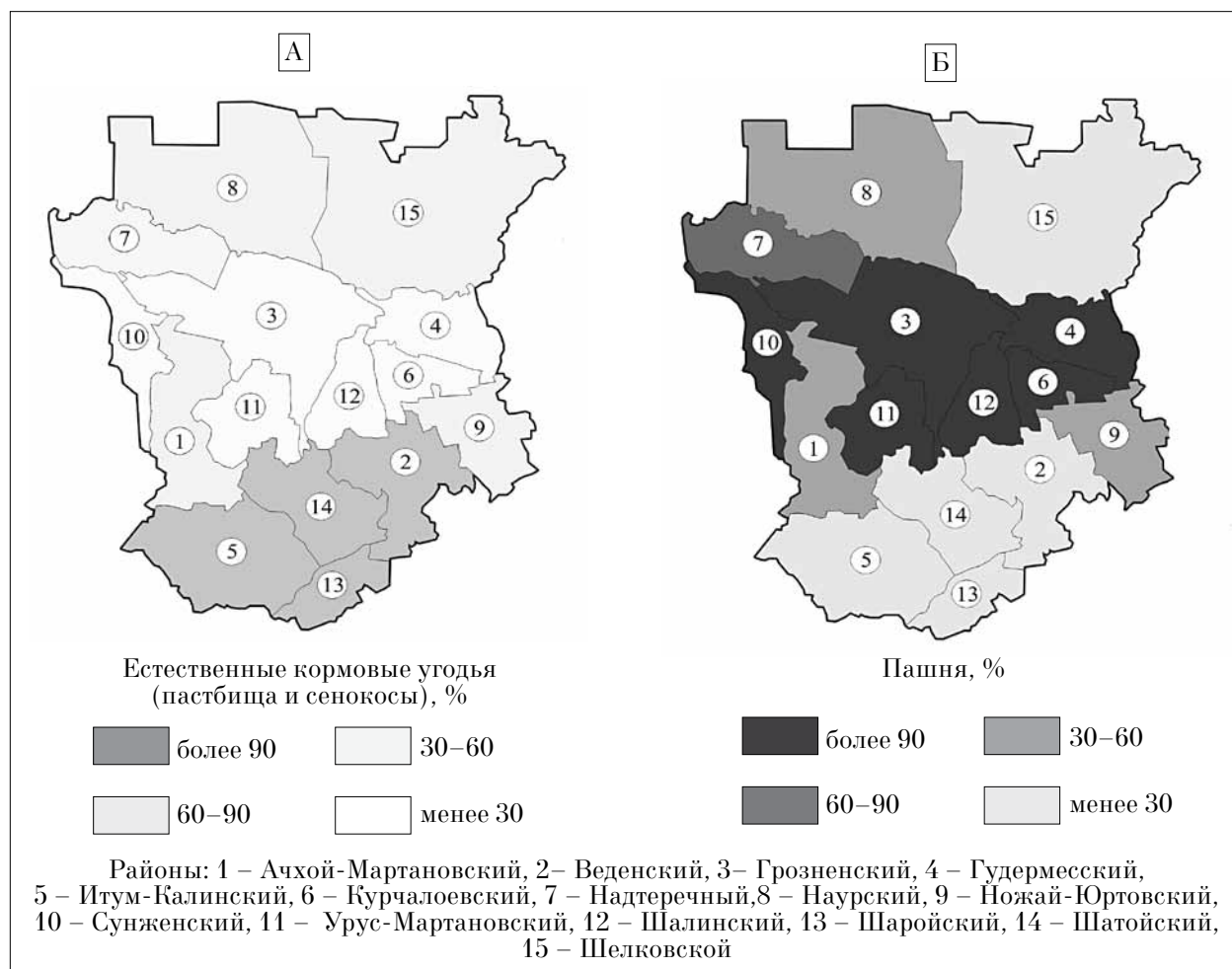


Рис. 1. Естественные кормовые угодья (А) и пашня (Б) в административных районах Чеченской Республики, % к общей площади сельскохозяйственных угодий (по состоянию на 01.01.2009 г.)

Таблица 1

Фактическое использование сельскохозяйственных земель в Чеченской Республике

Земельные угодья	Площадь на 1 января текущего года, тыс. га						Изменения прирост/ убыль, тыс. га
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
Сельскохозяйственного назначения, в том числе:	961,2	959,7	958,0	954,3	952,8	951,5	- 9,7
пашня	349,5	347,9	346,7	343,7	342,4	340,8	- 8,7
многолетние плодовые насаждения	14,2	14,2	13,8	12,2	12,2	12,2	- 2,0
сенокосы	52,4	52,4	52,4	52,4	52,4	52,4	1
пастбища	545,1	545,1	545,0	546,0	546,0	545,9	+ 0,8

за счёт перевода земель в другие категории, включая мелиоративное строительство, из них пашня сократилась на 1,6 тыс. га.

В Чечне и других регионах Северного Кавказа обеспеченность пашней в расчёте на душу населения ниже среднероссийской (0,86 га) и составляет: в ЧР – 0,28 га, Ингушетии – 0,17 га, Дагестане – 0,18 га, Северной Осетии – 0,13 и Кабардино-Балкарии – 0,31 га.

Агропромышленный комплекс – важнейшая составная часть экономики ЧР. До 1990-х годов отрасль имела мощно развитую материально-техническую базу. В сельском хозяйстве преобладало зерновое хозяйство (пшеница, ячмень, овёс, кукуруза) и тонкорунное овцеводство, причём по качеству овцеводство давало самую лучшую шерсть [3]. Также были распространены посевы технических и бахчевых культур, развивалось садоводство и виноградарство. Здесь функционировало свыше 50 предприятий по переработке зерна, овощей, винограда, плодов, молока и мяса, сырьевой базой для которых служила продукция сельского хозяйства.

В начале 1990-х годов в агропромышленном комплексе (АПК) республики (как и в стране в целом) начались радикальные социально-экономические и геополитические преобразования. Общие посевные площади в Чечено-Ингушетии в 1990 г. составляли 96,5% по сравнению с 1987 г., в 1991 г. – 93,0%, в 1992 г. – 89,4% [2]. Все совхозы и колхозы были преобразованы в государственные унитарные предприятия (госхозы), которые стали основным производителем сельскохозяйственной продукции. Другой – не менее важный производитель такой продукции – крестьянские (фермерские) хозяйства (КФХ), которых в 2008 г. насчитывалось около 2382 на площади 62897 га [1]. Значительная их часть находится в Грозненском, Надтеречном, Шелковском и Наурском районах. В период 1996–1999 гг., когда госхозы находились в запущенном состоянии, КФХ были

основным производителем сельскохозяйственной продукции. Это отчасти объясняется наличием конкретного единого хозяина – главы хозяйства и возможности управлять земельным участком на своё усмотрение. Основной вид угодий, используемых КФХ, – пашня, которая составляет 94,2% от общей площади КФХ в республике. Сенокосы и пастбища составляют 1,3% и 3,8% соответственно.

Современное состояние АПК, как и в целом всей экономики, характеризуется как крайне сложное и нестабильное, основной причиной этому послужили последствия военных действий (1994–1996, 1999–2001 гг.), которые привели к огромным разрушениям производственных мощностей сельхозтоваропроизводителей и практически полному уничтожению основных отраслей сельского хозяйства. Так, перестали существовать виноделие, которое было развито преимущественно в северных районах (Наурском, Шелковском), и табаководство, основными районами которого являлись горные (Ножай-Юртовский, Шатойский, Веденский). Специализированные животноводческие госхозы были ликвидированы, а стада крупного и мелкого рогатого скота уничтожены. По состоянию на 1 января 2008 г. 91% республиканского поголовья крупного рогатого скота и 88% поголовья овец и коз находились в личных хозяйствах населения.

За последние годы в республике проведена значительная работа по восстановлению отраслей сельского хозяйства. Однако позитивные сдвиги в АПК последних лет всё ещё не обеспечили стабильного (планового) роста производства сельскохозяйственной продукции для снабжения населения основными продуктами питания: хлебом, мясом, молоком, ввиду чего основная часть продовольственного сырья завозится в республику из соседних регионов.

Низкий уровень энерговооружённости сельскохозяйственных предприятий, входящих в структуру АПК ЧР, в совокупности с другими причинами (отвод сельскохозяй-

Таблица 2

Использование сельскохозяйственных земель Чеченской Республики в 2008 г.

Административный район	Всего земель, га	В том числе		Используется пашни	
		с/х угодья, га	пашня, га	га	% от всей пашни
Ачхой-Мартановский	32324	25872	14092	10632	75
Веденский	32543	16488	1822	589	32
Грозненский	96482	82680	52260	18369	35
Гудермесский	42258	32270	22731	13617	60
Итум-Калинский	47970	17980	91	–	–
Курчалоевский	27989	17322	10557	5721	54
Урус-Мартановский	29243	24659	18166	11957	66
Сунженский	11301	8539	6803	3322	49
Надтеречный	64740	60352	26879	15479	58
Наурский	187461	152409	29334	15484	53
Ножай-Юртовский	46623	18008	3486	1878	54
Шатойский	23721	9665	2200	1010	46
Шаройский	28544	18900	26	–	–
Шалинский	32200	25713	17367	8314	48
Шелковской	254213	215411	27767	14578	53

Примечание: «–» нет данных.

ственных земель для нужд воинских подразделений, необходимость рекультивации заминированных и нарушенных земель и др.) не позволяет вовлекать в оборот все балансовые площади сельскохозяйственных земель (табл. 2).

Более полно пахотные угодья используются в Ачхой-Мартановском районе (75%). В Грозненском и Веденском районах используется лишь одна третья часть пахотных угодий, а в высокогорных районах (Итум-Калинском и Шаройском) пашня практически отсутствует. Из всех пахотных угодий до сих пор заняты войсками более 4 тыс. га, в т. ч. в Грозненском районе – 1345 га, Шалинском – 608 га, Шатойском – 520 га, Веденском – 380 га, Ножай-Юртовском – 280 га. Под минами находится свыше 5 тыс. га, в т. ч. в Грозненском районе – 2042 га, Сунженском – 671 га, Урус-Мартановском – 641 га, Курчалоевском – 618 га, Шелковском – 264 га. Площадь нарушенной пашни в результате рытья окопов, траншей, взрывов снарядов, прямых ракетно-бомбовых ударов и других последствий военных действий составляет порядка 18572 га, преимущественно в Грозненском (6436 га), Шелковском (5015 га), Гудермесском (2598 га), Шалинском (1730 га), Урус-Мартановском (864 га) районах [2].

Зерновое направление в сельском хозяйстве осталось приоритетным. В 2008 г. в структуре посевных площадей зерновые и зернобобовые культуры занимали 76,4% от всей площади. Из зерновых культур в посевах хозяйств

преобладают озимая и яровая пшеница, ячмень, овёс, просо и кукуруза.

Важные составляющие роста урожайности сельскохозяйственных культур – внесение минеральных удобрений, высокое качество семян, выполнение в срок всех агротехнических мероприятий. По данным Министерства сельского хозяйства ЧР, в период 2000–2008 гг. показатель урожайности основных сельскохозяйственных культур (в хозяйствах всех категорий) имел разную динамику (рис. 2). В пе-

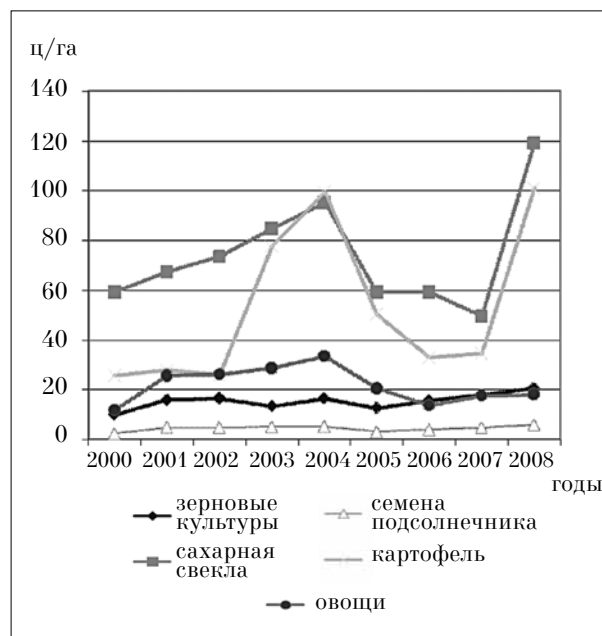


Рис. 2. Динамика урожайности сельскохозяйственных культур

риод 2000–2007 гг. самый высокий показатель урожайности по всем основным сельскохозяйственным культурам отмечен в 2004 г., что обусловлено высоким качеством семян, эффективным и своевременным использованием пашни и выделением по Федеральной целевой программе горюче-смазочных материалов.

По окончанию активной фазы военных действий в республике наблюдался некоторый рост посевных площадей (со 138,3 тыс. га в 2000 г. до 231,6 тыс. га в 2002 г.) за счёт земель, не распаханых за последние 15 лет, что послужило росту в этом году показателя урожайности основных сельскохозяйственных культур. В 2003 г. посевные площади сельскохозяйственных культур в государственном секторе сократились на 13,6 тыс. га (или 5,9%), составив 218,0 тыс. га. В 2003 г. значительно сократились и сборы основных сельскохозяйственных культур. Например, производство зерна составило 151,7 тыс. т против 236,5 тыс. т в 2002 г.

В период 2005–2006 гг. основной причиной гибели посевов и плохого урожая послужили неблагоприятные погодные условия (засуха), а также невыдержанные сроки сева, низкое качество семян, отсутствие минеральных и органических удобрений на протяжении более 10 лет. До 2008 г. существовал запрет на ввоз минеральных удобрений на территорию республики в связи с высокой взрывоопасностью и токсичностью большинства из них.

В 2008 г. под сельскохозяйственные культуры было внесено 3885 ц минеральных удобрений (в пересчёте на 100% питательных веществ) на площади 4191 га, в том числе азотных – 1748 ц, фосфорных – 1194 ц и калийных – 943 ц. Большая часть удобрений внесена под сахарную свёклу – 71% и зерновые культуры – 24%, что положительно сказалось на урожайности этих культур. Так, урожайность сахарной свёклы составила в 2008 г. 119,2 ц/га, против 49,5 ц/га в 2007 г., а зерновых культур – 20,5 ц/га против 17,7 ц/га соответственно. Несмотря на положительную динамику, показатели урожайности многократно уступают среднероссийским, за исключением зерновых культур, урожайность которых сопоставима со среднероссийскими значениями. Показатели урожайности сахарной свёклы, подсолнечника, картофеля и овощей ниже среднероссийских в 2,5; 2,0; 1,3 и 10,3 раза соответственно, что, вероятно, обусловлено в первую очередь двумя факторами: отсутствием возможности вовлечь в оборот все имеющиеся на балансе пахотные угодья и недостаточ-

ным поступлением в почвы питательных веществ вместе с минеральными удобрениями.

Весьма низкими остаются показатели валового сбора картофеля, подсолнечника и овощей. Вместе с тем в горной зоне имеются условия для выращивания картофеля. В Итум-Калинском и Шатойском районах традиционно выращивался высококачественный и экологически чистый картофель, которого при хорошей организации производства хватило бы для покрытия значительной части внутренних потребностей. Однако в настоящее время эти районы остаются зоной повышенного риска в связи с минированием земель.

Немаловажный фактор, лимитирующий развитие сельского хозяйства, – разрушение (на 80%) мелиоративных оросительных систем, с учётом того, что более половины территории республики расположено в засушливой зоне.

Выводы

В структуре земельного фонда ЧР преобладают земли сельскохозяйственного назначения (59,6%). В составе сельскохозяйственных земель доминируют естественные кормовые угодья (пастбища, сенокосы), которые сосредоточены в основном в равнинных (Шелковской, Наурский) и горных районах (Веденский, Шатойский, Итум-Калинский, Шаройский). Основная доля пашни приходится на равнинные районы, которые в целом характеризуются благоприятными почвенно-климатическими условиями (Сунженский, Шалинский, Урус-Мартановский, Грозненский, Курчалойский, Гудермесский).

Военные действия 1994–1996 и 1999–2001 гг. привели к огромным разрушениям производственных мощностей, появлению значительных ареалов заминированных и загрязнённых земель. Вследствие недостаточного использования минеральных и органических удобрений, урожайность на сельскохозяйственных землях многократно уступает среднероссийской, за исключением зерновых культур (20,5 ц/га).

За период 2004–2009 гг. в ЧР произошло сокращение сельскохозяйственных земель, в т. ч. пашни, в основном за счёт перевода их в другие категории.

С целью более эффективного использования сельскохозяйственных земель и решения существующей в ЧР проблемы нехватки товаров сельскохозяйственного производства (с учётом особенностей региональных условий) необходимо:

– рекультивировать нарушенные (в т. ч. заминированные) и загрязнённые сельскохозяйственные земли в первую очередь в Грозненском, Шалинском, Урус-Мартановском, Ачхой-Мартановском и Сунженском районах, которые ранее (1975 г.) были признаны лучшими по качеству с наибольшим выходом кормовых единиц;
 – провести противоэрозионные (агротехнические, лесомелиоративные и др.) работы в Шелковском, Наурском, Веденском, Шатойском, Ножай-Юртовском районах;
 – восстановить разрушенные и ввести в эксплуатацию новые оросительные системы в наиболее засушливых северной и центральной частях республики;

– внести минеральные и органические удобрения, необходимые во всех районах.

Литература

1. Доклад Управления Федерального агентства кадастра объектов недвижимости по Чеченской Республике «О состоянии и использовании земель Чеченской Республики в 2009 году». Грозный. 2010. 71 с.
2. Забураева Х.Ш. Проблемы и предпосылки сбалансированного землепользования в Чеченской Республике. Калининград: Страж Балтики, 2010. 211 с.
3. Лаврищев А.Н. Экономическая география СССР. Общая часть, география отраслей народного хозяйства союзных республик и экономических районов. М. 1972. 687 с.

Вятский государственный гуманитарный университет
 Институт биологии Коми научного центра УрО РАН

Десятая Всероссийская научно-практической конференция с международным участием
**«БИОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ
 И ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ»**

4–5 декабря 2012 г., Киров

Уважаемые коллеги!

Приглашаем Вас принять участие в работе X Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «БИОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ».

Работа конференции будет проходить в форме пленарных и секционных заседаний и стеновых сессий.

Основные направления работы конференции:

- Биологический мониторинг природных сред и объектов
- Методы биоиндикации и биотестирования в оценке качества окружающей среды
- Геоинформационные аэрокосмические технологии в биомониторинге
- Мониторинг в условиях техногенного загрязнения
- Экология организмов и механизмы их адаптации к среде обитания
- Динамика популяций в изменяющихся условиях окружающей среды

Ключевые даты

Второе информационное письмо	сентябрь 2012 г.
Прием заявок, материалов и оргвзносов	до 1 октября 2012 г.
Открытие конференции	4 декабря 2012 г.

Контакты

610002, г. Киров, ул. Свободы, 122,
 Лаборатория биомониторинга ВятГГУ и Института биологии Коми НЦ УрО РАН
 Тел./факс (8332) 37-02-77, e-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru
 Ответственный секретарь оргкомитета Огородникова Светлана Юрьевна
 Технический секретарь оргкомитета Кардакова Евгения Михайловна

Специфика «цветения» почвы в техногенных зонах города (на примере г. Кирова)

© 2012. В. А. Ефремова¹, аспирант, Л. В. Кондакова^{1,3}, к.б.н., зав. кафедрой,
Л. И. Домрачева^{2,3}, д.б.н., профессор,

Т. С. Елькина², аспирант, Е. М. Вечтомов¹, д.ф.-м.н., зав. кафедрой,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

³Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: ecolab@vshu.kirov.ru

Приведены результаты по организации альго-циано-микологических комплексов «цветения» почвы в техногенных зонах г. Кирова. Показано, что в плёнках «цветения» вблизи биохимзавода и ТЭЦ наблюдается очень высокая плотность популяций фототрофов (70–90 млн клеток/см²) с различным набором доминирующих видов цианобактерий и практически полным отсутствием эукариотных водорослей. В сложении структуры биоплёнок принимают участие нитчатые формы цианобактерий и мицелий микромицетов. Среди микромицетов лидирующее положение занимают формы с окрашенным мицелием, что указывает на высокую степень загрязнения почвы изучаемых биотопов.

The results of algae-cyano-mycological soil «bloom» complexes organization in technogenic zones of Kirov City are presented. It is shown that in «bloom» films near the bio-chemical factory the density of phototrophic populations is very high (70–90 million cells/sm²), there are different sets of dominating cyanobacteria species and absolute absence of eukaryotic algae can be observed. In biofilms structure folding filamentous forms of cyanobacteria and mycelium micromycetes take place. Among micromycetes the forms with coloured mycelium take the leading position, this fact indicates high rate of soil pollution of the studies biotopes.

Ключевые слова: «цветение» почвы, популяции безгетероцистных и гетероцистных цианобактерий, микромицеты, видовое обилие

Keywords: «bloom» of soil, populations of unheterocytic and heterocystic cyanobacteria, fungi, species abundance

Феномен «цветения» почвы – явление, подробно описанное для целинных и сельскохозяйственных почв. Массовое размножение водорослей и цианобактерий (ЦБ) на поверхности происходит из года в год, имеет свои особенности в разных экотопах, формируется различными группировками фототрофов и играет определённую роль в жизни почвы. Закономерности организации альгоценозов «цветения» почвы определяются комбинацией трёх факторов: характером отношений между фототрофными партнёрами, активностью альгофагов и потоком биогенных элементов [1].

Урбоэкосистемы представляют собой специфическую среду, в которой организмы зависят в своём развитии от совокупности условий, складывающихся на городской территории. Это, в первую очередь, направленность и характер техногенного воздействия, его длительность, а также устойчивость почв городского ландшафта.

В последние годы всё больший интерес исследователи проявляют к почвенной микрофлоре городов. Достаточно подробно изучены

микоценозы [2], группировки гетеротрофных бактерий [3, 4], систематизируются данные о видовом составе фототрофных микроорганизмов [5 – 9]. Показано, что для микробных комплексов городских почв характерны следующие особенности: постепенное превращение некоторых сапрофитных форм микромицетов и бактерий в оппортунистические и паразитические формы; изменение морфотипов, появление уродливых форм; утрата зональных особенностей; измельчение клеток вплоть до наноразмеров и др.

Однако вне систематического изучения остаётся «цветение» почвы, урбанозёмов и субстратов на городской территории. В то же время «цветение» почвы является особым случаем формирования многовидовых биоплёнок, которые имеют ряд отличий от диффузных внутрипочвенных комплексов. В биоплёнках между партнёрами одного вида, разных видов и даже различных трофических уровней складываются отношения, позволяющие противостоять неблагоприятным действиям внешней среды более успешно, чем отдельным особям

[7, 10 – 12]. Сообщество микробных плёнок характеризуется сложной структурой и разнообразными клеточными взаимодействиями. Даже в простой биоплёнке, состоящей из клеток одного вида, каждая клетка занимает определённую экологическую «микронишу». Ещё большей сложностью обладает структура природных биоплёнок, содержащих различные виды микроорганизмов, которые взаимодействуют между собой, осуществляя кооперативное использование субстрата, межвидовой перенос электронов и др. процессы. Подобное «общественное» поведение бактерий получило название «чувство кворума» (quorum sensing, кворум-сенсинг). Чувство кворума позволяет микроорганизмам на популяционном уровне регулировать поведение и отвечать на изменения в окружающей среде. Большинство процессов, регулируемых с помощью чувства кворума, осуществляется не единичными клетками, а по достижении определённой плотности популяций, одновременно большим числом клеток. Таким образом, возникает некий аналог многоклеточного организма [10 – 12]. При механическом разрушении подобных структур через определённое время происходит самосборка биоплёнок с практически полным восстановлением видового состава и плотности популяций в данном микрокосме [13].

Цель нашей работы – сравнить специфику организации биоплёнок «цветения» почвы в промышленной зоне г. Кирова.

Объекты и методы исследования

Работа выполнена на территории г. Кирова в октябре 2011 г. Образцы «цветущей» почвы были отобраны по общепринятым методикам в южной (район ТЭЦ-5) и северной (район биохимзавода) частях города. Биоплёнки консервации не подвергались. В них сразу методом прямого микроскопирования определяли видовой состав водорослей и цианобактерий (ЦБ). Учёт численности клеток фототрофов и измерение длины грибного мицелия выполнены на мазках в 9-кратной повторности [1]. Модификация метода состояла в том, что плёнки перед работой не растирали, как обычно, в ступке, а разбивали 10 см² биоплёнки в гомогенизаторе до получения однородной суспензии, в которой колонии ЦБ разбивались до отдельных нитей. Применение данного приёма было обусловлено тем, что структура биоплёнок в обоих местообитаниях имела специфические особенности. Так, часть фототрофов плотно срасталась с почвенной поверхно-

стью и была неотделима от неё, придавая почве зеленовато-бурую окраску. На этом цианобактериальном покрове были хорошо заметны маленькие шаровидные отдельности – макроколонии ЦБ *Nostoc commune*.

В почву исследованных экотопов явно попадали различные поллютанты, так как профиль предприятий, в зоне которых отбирались биоплёнки, разный. Так, ТЭЦ-5 – предприятие, обеспечивающее теплоснабжение значительной части жителей города. Среди выбросов ТЭЦ, попадающих в атмосферный воздух, а следовательно, и на почву отмечаются следующие соединения: твёрдые частицы золы, сажи, сернистый ангидрид, оксид углерода (II), диоксид азота.

Биохимзавод, специализирующийся на выпуске кормовых дрожжей, фурфурола и спиртов, является одним из наиболее «активных» загрязнителей воздуха, в первую очередь, за счёт периодического возгорания накопившегося за многие годы лигнина, что неоднократно становилось причиной развивающегося в городе смога. Среди выбросов биохимзавода наиболее опасными являются формальдегид, фенол, аммиак, сероводород.

Результаты и обсуждение

В один и тот же период «цветение» почвы может резко различаться в промышленной зоне города. Проведение сравнительного анализа структуры биоплёнок, отобранных в конце октября 2011 г. около биохимзавода (северный район города) и около ТЭЦ-5 (южный район города), показало, что в один и тот же период «цветение» почвы различается как по видовому составу, так и по плотности популяций. Флористический состав комплексов «цветения» в обоих случаях представлен 8 видами: 7 видов ЦБ и 1 – диатомовая водоросль *Hantzschia amphioxys* (табл. 1), т. е. налицо цианофикация (цианофитизация) фототрофных комплексов. В биоплёнке около биохимзавода из трёх видов азотфиксирующих ЦБ 2 относятся к роду *Nostoc*, а из четырёх видов безгетероцистных форм три принадлежат роду *Phormidium* (ностоково-формидиевый ценоз). Биоплёнки в районе ТЭЦ-5 состоят из четырёх видов азотфиксирующих ЦБ, три из которых виды рода *Nostoc*. Безгетероцистные формы ЦБ принадлежат к разным родам. В обоих случаях наблюдается редчайший случай для почвенных альгоценозов – полное отсутствие зелёных и жёлтозелёных водорослей.

Работы по изучению биоплёнок «цветения» в районе ТЭЦ-5 выполнялись и ранее [14]. Так, в 2008–2009 гг. изучали особенности

Таблица 1

Видовой состав биоплёнок позднеосеннего «цветения» почвы

Группы фототрофов	Район биохимзавода	Район ТЭЦ-5
Гетероцистные ЦБ	1. <i>Nostoc commune</i> 2. <i>Nostoc punctiforme</i> 3. <i>Anabaena sp.</i>	1. <i>Nostoc commune</i> 2. <i>N. muscorum</i> 3. <i>N. punctiforme</i> 4. <i>Microchaeta tenera</i>
Безгетероцистные ЦБ	4. <i>Phormidium boryanum</i> 5. <i>Phormidium henningsy</i> 6. <i>Phormidium ambiguum</i> 7. <i>Leptolyngbya foveolarum</i>	5. <i>Phormidium sp.</i> 6. <i>Leptolyngbya foveolarum</i> 7. <i>Microcoleus vaginatus</i>
Водоросли	8. <i>Hantzschia amphioxys</i>	8. <i>Hantzschia amphioxys</i>

развития фототрофов на грунтах (опилки с наносным песком). Было показано, что в июльских пробах видовой состав менялся незначительно – 25 видов – в 2008 и 27 – в 2009 гг. Основной вклад в структуру популяций вносили ЦБ (15 видов в 2008 и 18 – в 2009 гг.). Доминирующее положение занимали гетероцистные ЦБ из рода *Nostoc* (*N. paludosum*, *N. punctiforme*, *N. linckia*). Развитие азотфиксаторов было вполне объяснимо характером грунта (опилки с песком), практически лишённого связанных соединений азота. Их развитие создавало условия для размножения как

безгетероцистных форм ЦБ, так и для многих видов зелёных (одноклеточных и нитчатых) и диатомовых водорослей.

Определение видового состава в плёнках «цветения» почвы вблизи ТЭЦ-5 проведено также в июне и июле 2011 г. [15]. Состав июльских наземных альгогруппировок был намного богаче, чем в октябре: 25 и 8 видов соответственно. Кроме ЦБ и диатомей, в июльских биоплёнках были представлены водоросли из отделов Xanthophyta, Eustigmatophyta, Chlorophyta, которые полностью исчезли при октябрьском «цветении». Следовательно, ход

Таблица 2

Сравнительная характеристика группировок «цветения» почвы в техногенных зонах г. Кирова

Показатель	Район биохимзавода	Район ТЭЦ-5
Численность клеток фототрофов, млн/см ²		
Гетероцистные ЦБ	32,2±6,0	19,7±2,6
Безгетероцистные ЦБ	28,8±0,8	72,2±4,4
Диатомей	1,8±0,2	1,22±0,027
Всего фототрофов	62,8±7,0	93,12±7,0
Длина нитей ЦБ, м/см ²		
Гетероцистные ЦБ	128,0	78,8
Безгетероцистные ЦБ	43,2	108,3
Суммарная длина	171,2	187,1
Структура популяций ЦБ, %		
Гетероцистные ЦБ	52,79	21,4
Безгетероцистные ЦБ	47,21	78,6
Структура популяций фототрофов, %		
ЦБ	97,13	98,7
Водоросли	2,87	1,3
Длина мицелия микромицетов, м/см ²		
Окрашенный	48,96±9,6	36,8±2,3
Бесцветный	32,0±3,2	14,4±0,6
Всего	80,96±12,8	51,2±2,9
Структура популяций микромицетов, %		
Окрашенный	60,47	71,87
Бесцветный	39,53	28,13
Суммарная длина нитей ЦБ и мицелия микромицетов, м/см ²		
	252,2	187,1

сезонной сукцессии поверхностных альгоценозов направлен на последовательную элиминацию из состава фототрофных популяций эукариотных водорослей, стремительное сокращение их видового разнообразия, насыщение биотопа представителями ЦБ.

Структурные особенности «цветения» почвы в позднесенний период в техногенных зонах города отражены в таблице 2. Общие признаки ценозов «цветения» в обоих экотопях следующие:

- необычайно высокая плотность популяций фототрофов (68–93 млн клеток/см²), которая ранее никогда не фиксировалась нами и другими исследователями в наземных разрастания;
- полное отсутствие зелёных и жёлтозелёных водорослей, которые, как правило, встречаются постоянно;
- абсолютное доминирование ЦБ (97–98%);
- значительная суммарная длина нитей ЦБ (171–187 м/см²);
- преобладание в структуре популяций микромицетов с окрашенным (меланизированным) мицелием (60–72%);
- существенное участие в формировании сетчато-нитчатой структуры биоплёнок нитей ЦБ и мицелия микрогрибов (187–252 м/см²).

Полученные результаты свидетельствуют о чрезвычайно благоприятных условиях даже в конце октября для развития ЦБ на поверхности. Сформированные цианобактериальные комплексы совместно с микромицетами создают плотный поверхностный покров, скрепляющий почвенные частицы. Однако преобладание окрашенных популяций микромицетов указывает на повышенный уровень загрязнения почвы.

Одновременно выявлены значительные различия в структуре комплексов микроорганизмов «цветения» почвы:

- плотность популяций фототрофов в районе ТЭЦ-5 примерно в полтора раза выше, чем в районе биохимзавода;
- преобладание в структуре популяций ЦБ гетероцистных форм в районе биохимзавода (52,79%) и явное доминирование (78,6%) безгетероцистных форм – в районе ТЭЦ-5;
- в районе ТЭЦ-5 наблюдается и более высокий процент участия меланизированных форм (почти 72%) в структуре популяций микромицетов.

Вероятно, в этих техногенных зонах характер развития ЦБ и микромицетов обуслов-

лен разницей в химическом составе попадающих в почву поллютантов.

Таким образом, нами установлено, что даже в позднесенний период происходит массовое развитие микрофототрофов на поверхности почвы в районе активно работающих городских промышленных предприятий. Биоплёнки «цветения» почвы сформированы преимущественно ЦБ с небольшой примесью диатомовых водорослей. Прочность структуры биоплёнок зависит не только от наличия нитчатых форм ЦБ, суммарной длиной 171–187 м/см², но и от участия в агрегации клеток мицелия микромицетов. Преобладание среди популяций микромицетов форм с окрашенным мицелием является индикаторным признаком на загрязнение почвы исследуемых экотопов. Вероятно, специфика выбросов загрязняющих веществ в атмосферу биохимзавода и ТЭЦ-5 определяет различия в видовом и групповом составе ЦБ. Чрезвычайно высокая плотность популяций ЦБ при «цветении» почвы в техногенных зонах города указывает на их высокий адаптационный потенциал к городским поллютантам.

Литература

1. Домрачева Л.И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар. 2005. 336 с.
2. Марфенина О.Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 156 с.
3. Артамонова В.С. Микробиологические особенности антропогенно-преобразованных почв Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 225 с.
4. Лысак Л.В. Бактериальные сообщества городских почв: Автореф. ... дис. докт. биол. наук. М. 2010. 47 с.
5. Кабилов Р.Р. Почвенные водоросли техногенных ландшафтов: Дис. ... докт. биол. наук. Уфа. 1991. 345 с.
6. Суханова Н.В. Почвенные водоросли городских экосистем: Автореф. ... дис. канд. биол. наук. Уфа. 1996. 27 с.
7. Аксёнова Н.П. Урбанофлора эдафотрофных водорослей и цианопрокариот г. Ижевска: Дис. ... канд. биол. наук. Ижевск. 2010. 221 с.
8. Кондакова Л.В., Сравнительный анализ альгофлоры почв экологически опасных объектов на территории Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 52–59.
9. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Относительное обилие альго- и микрофлоры в почвах луговых фитоценозов // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 3. С. 89–93.
10. Costerton J.W. Microbial interaction in biofilms // Microb. Physiol. and Gene Regul. Emerg. Princ. and Appl. 1995. P. 20–21.

11. Gross M. All together now // Chem. Brit. 2002. V. 38. № 9. P. 22.

12. Waters C.M., Bassler B.L. Quorum sensing: Cell-t-cell communication in bacteria // Annual Review of Cell and Developmental Biology. 2005. V. 21. P. 319–346.

13. Кондакова Л.В., Горностаева Е.А., Домрачева Л.И. Самосборка природных биоплёнок с доминированием *Nostoc commune* // Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Матер. Всерос. научно-практ. конф. с междунар. участием. Часть 2. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 169–174.

14. Зыкова Ю.Н., Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Альгологическая и микологическая характеристика грунтов вблизи ТЭЦ-5 г. Кирова // Инновационные технологии – в практику сельского хозяйства: Матер. Всерос. научно-практ. конф., посвящённой 65-летию агрономического факультета. Киров: Вятская ГСХА, 2009. С. 148–152.

15. Ефремова В.А., Кондакова Л.В. Качественные и количественные характеристики «цветения» почв в районах промышленных предприятий г. Кирова // Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Матер. Всерос. научно-практ. конф. с междунар. участием. Часть 2. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 174–177.

УДК 631.445.11:631.466.3:574.2 (234.851)

Влияние экологических факторов на формирование альгогруппировок горно-тундровых почв (Приполярный Урал)

© 2012. Е. Н. Патова, к.б.н., в.н.с., И. В. Новаковская, к.б.н., н.с.,
М. Д. Сивков, вед. инженер, А. Б. Новаковский, к.б.н., н.с.,
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: patova@ib.komisc.ru, novakovskaya@ib.komisc.ru

Исследовали влияние некоторых экологических факторов (высотная поясность, температура, влажность и кислотность почвы, содержание ряда биогенных элементов в верхних горизонтах) на формирование альгогруппировок в горно-тундровых почвах Приполярного Урала. Для исследованной территории среди изученных экологических факторов наибольшее влияние на число видов водорослей и их таксономическое разнообразие оказывают высота над уровнем моря, pH и содержание магния, кальция и калия в почве. Прослеживается уменьшение числа видов от гольцового пояса к горно-тундровому.

Influence of some ecological factors (height, temperature, humidity, soil acidity, maintenance of several nutrients in the upper soil layers) affecting algal communities in the mountain tundra soils of Subpolar Urals was investigated. Such factors as altitude, pH and content of Mg^{2+} , Ca^{2+} , K_2O in soils were found to be the most important for algae development on the investigated territory. There was also observed a decrease of algal diversity from the belt of mountain rocky deserts to the mountain tundra.

Ключевые слова: почвенные водоросли, температура, влажность и кислотность почвы, биогенные элементы, горно-тундровые почвы, Приполярный Урал

Keywords: soil algae, soils temperature, moisture and pH, nutrients, mountain-tundra ecosystems, Subpolar Urals

Почвенные водоросли являются важными фототрофными организмами, которые чутко реагируют на изменение почвенных условий. Эти микроорганизмы широко используются в биоиндикации почв, т. к. обладают сходной с высшими растениями реакцией на эдафические факторы и их изменения, но, в отличие от высших растений, имеют более короткий жизненный цикл и высокую скорость размножения [1]. Экологические факторы оказывают влияние на формирование видового состава водорослей в альгоценозах, основными из кото-

рых являются температура, влажность, содержание общего азота и углерода в почве, а также макро- и микроэлементов и др. [1, 2]. Для гольцового и горно-тундрового поясов Урала исследование влияния экологических факторов на разнообразие и распространение водорослей ранее не проводилось. Известны работы по влиянию экологических условий местообитаний на разнообразие и структуру водорослевых сообществ других горных систем [3, 4].

Цель работы – выявить влияние ряда экологических факторов с учётом высотной пояс-

ности на формирование видового разнообразия водорослей горно-тундровых почв Приполярного Урала.

Район, методы и объекты исследования

Исследования проведены в начале августа 2009 г. и в конце июля 2010 г. на Приполярном Урале (рис. 1). Всего обработано 23 смешанные пробы из разных вариантов горно-тундровых сообществ (табл. 1).

Сборы выполнены общепринятыми в почвенной альгологии методами, пробы отбирали на глубине 0–2 см, т. к. в этом верхнем слое почвы наблюдается активное развитие водорослей благодаря повышенному содержанию минерального азота и гумуса, а также слабокислой реакции среды [5, 6]. Отбор проб проводили в местах с нарушенным почвенным покровом на пятнах выветривания и криогенного пучения почвы с развитыми на них криптогамными корками, где развитие почвенных водорослей максимально. Экологические условия местообитаний водорослей в различных

типах горно-тундровых сообществ Приполярного Урала были изучены в течение одного полевого сезона в 2010 г. В момент отбора почвенно-альгологических образцов на всех исследованных участках были проведены измерения влажности почвы по объёмному содержанию воды (%) с помощью почвенного влагомера Field Scout TDR-100 (Spectrum Technologies, США), температуры почвы на глубине 10 см контактным термометром ТК-5.06 (ООО «ТЕХНО-АС», Россия) с 50 см металлическим щупом и температуры поверхности инфракрасным бесконтактным термометром Optris MiniSight (Optris GmbH, Германия). На пятнах выветривания участков № 16 и № 17 в течение двух дней измеряли динамику температуры и относительной влажности воздуха у поверхности пятен с применением гигрохрона DS-1923 (Dallas Semiconductor, США). Динамику влажности почвы в относительных единицах (m^3/m^3) измеряли с использованием станции микроклимата H21-002 с датчиком влажности почвы S-SMC-M005 (Onset Instruments Corp., США). Исследованы кислотность почвы, а также содержание об-

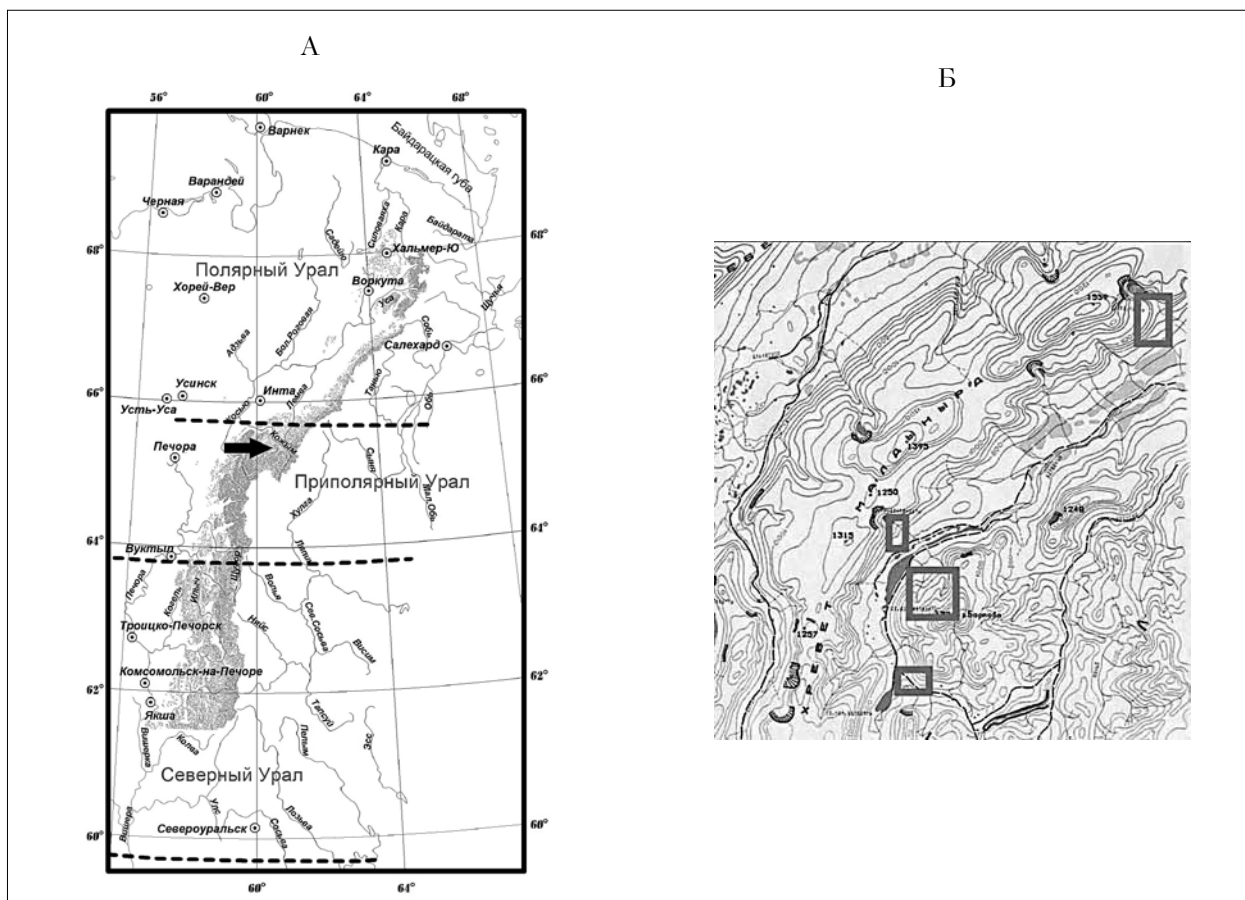


Рис. 1. Карта-схема района исследования. А – район сборов в бас. р. Кожым (чёрная стрелка), В – места сбора проб в бас. р. Балбанью отмечены прямоугольниками

Таблица 1

Характеристика мест сбора почвенно-альгологических проб

№ пробы	Местонахождение	Высота над уровнем моря, м	Сообщество
2009 г.			
1	г. Баркова	1200	Кустарничково-моховое
2	Правый берег оз. Б. Балбанты	650	Злаково-ивняковое
3	Окрестности о. Грубепендиты	1077	Кустарничково-лишайниковое
4	г. Баркова	830	Кустарничково-лишайниковое
5	г. Баркова	1000	Разреженная злаково-моховая группировка
6	Окрестности оз. Грубепендиты	1078	Осоково-моховое
7	Окрестности оз. Б. Балбанты	630	Разнотравно-злаково-ивняковое
8	г. Баркова	850	Антропогенно трансформированный участок без растительности с выносом кварцевого песка из штольни
9	Окрестности оз. Б. Балбанты, г. Баркова	700	Пятнисто-каменисто-лишайниковое
10	Окрестности оз. Б. Балбанты на склоне	650	Кустарничково-лишайниковое
11	Окрестности оз. Грубепендиты на склоне	900	Кустарничково-лишайниково-моховое
12	Правый берег оз. Б. Балбанты	650	Кустарничково-лишайниково-моховое
2010 г.			
13	г. Варсанофьевой	989	Осоково-мохово-лишайниковое
14	г. Варсанофьевой	1012	Ивово-мохово-лишайниковое
15	г. Варсанофьевой	803	Кустарничково-лишайниково-моховое
16	Окрестности оз. Б. Балбанты	674	Кустарничково-мохово-лишайниковое
17	Окрестности оз. Грубепендиты	829	Нивальное мохово-лишайниковое
18	Окрестности оз. М. Балбанты	690	Оголённый грунт, на месте стойбища оленей
19	Окрестности оз. М. Балбанты, рядом с участком №18	697	Вторичная злаковая луговина
20	Окрестности оз. М. Балбанты	715	Кустарничково-мохово-лишайниковое
21	Окрестности оз. М. Балбанты	1080	Осоково-кустарничково-лишайниковое
22	г. Баркова	1331	Осоково-моховое
23	г. Баркова	1360	Осоково-лишайниково-моховое

щего азота, углерода, макро- и микроэлементов. Анализ почвенных образцов был проведён в аккредитованной экоаналитической лаборатории «Экоаналит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН по стандартным методикам. Для выявления видовой разнообразия использовали прямое микроскопирование почвы и накопительные культуры, с по-

следующим выделением из них монокультур. Выращивание зелёных, жёлтозелёных, эустигматофитовых водорослей проводили с применением жидких и агаризованных сред 1N-BBM (pH 5,75) и 3N-BBM (pH 5,58), цианопротокариот – Bg 11 (pH 7,06). Для идентификации видов использовали отечественные и зарубежные определители. Исследо-

вание водорослей проводили на микроскопах Zeiss Axiolab (Zeiss, Германия) и Nikon Eclipse 80i (Nikon, Япония) при увеличениях $\times 400$, $\times 1000$.

С целью выявления комплекса факторов, определяющих видовое разнообразие водорослей на высотном градиенте, выполнен корреляционный и многофакторный регрессионный анализ при помощи компьютерной программы Statistica 6, в качестве зависимой переменной взято число видов водорослей в пробе, а в качестве независимых переменных факторы среды, содержание макро- и микроэлементов в почве исследованного участка.

На основе программного комплекса PC-ORD (MjM Software, USA) выполнен DCA (Detrended correspondance analysis) ординационный анализ для выявления значимых факторов, влияющих на видовой состав водорослей исследованных участков.

Результаты и их обсуждение

Выявлено относительно высокое разнообразие почвенных водорослей, несмотря на то, что район исследования характеризуется суровыми экологическими условиями. Всего в почвах горно-тундровых сообществ Приполярного Урала было обнаружено 146 видов водорослей из пяти отделов, 10 классов, 26 порядков, 53 семейств, 71 рода [7]. Большинство обнаруженных видов относится к отделам Chlorophyta – 60 и Bacillariophyta – 53, а также Cyanoprokaryota – 28, Xanthophyta – 3 и

Eustigmatophyta – 2. Ведущими семействами были: Phormidiaceae, Pinnulariaceae, Chlamydomonadaceae, Eunotiaceae, Chlorococcaceae, Fragilariaceae, Myrmeciaceae. Наибольшее число видов выявлено из родов *Leptolyngbya*, *Phormidium*, *Fragilaria*, *Eunotia*, *Pinnularia*, *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Scotiellopsis*. Основная масса выявленных таксонов относится к космополитам, также обнаружены аркто-альпийские виды. В исследованных пробах достаточно часто встречались: *Leptolyngbya foveolarum* (Rabh. ex Gom.) Anagn. et Kom., *Eustigmatos magnus* (B. Peters.) Hibberd, *Elliptochloris reniformis* (Watanabe) Ettl et Gärtner, *Chlorella vulgaris* Beijer. var. *vulgaris* и виды рода *Pseudococcomyxa*.

На высотном градиенте наблюдается изменение разнообразия водорослей [7]: наименьшее видовое разнообразие (4–6 видов) отмечается в пробах, отобранных из гольцового пояса (1300 м над ур. м.), наибольшее в сообществах горно-тундрового пояса на высотах 600–900 м над ур. м. (рис. 2). На больших высотах доминируют мелкие одноклеточные неподвижные зелёные водоросли из родов *Elliptochloris* и *Pseudococcomyxa* (в основном это виды, которые являются фотобионтами лишайников). Среди цианопрокариот в гольцовом поясе с высокой частотой встречаемости и обилием отмечаются *Stigonema minutum* (Ag.) Nass. ex Born. et Flah. и виды рода *Nostoc*. В горно-тундровых почвах состав доминантов более разнообразен, появляются крупноклеточные и нитчатые формы из родов *Chlorococcum*, *Scotiellopsis*,

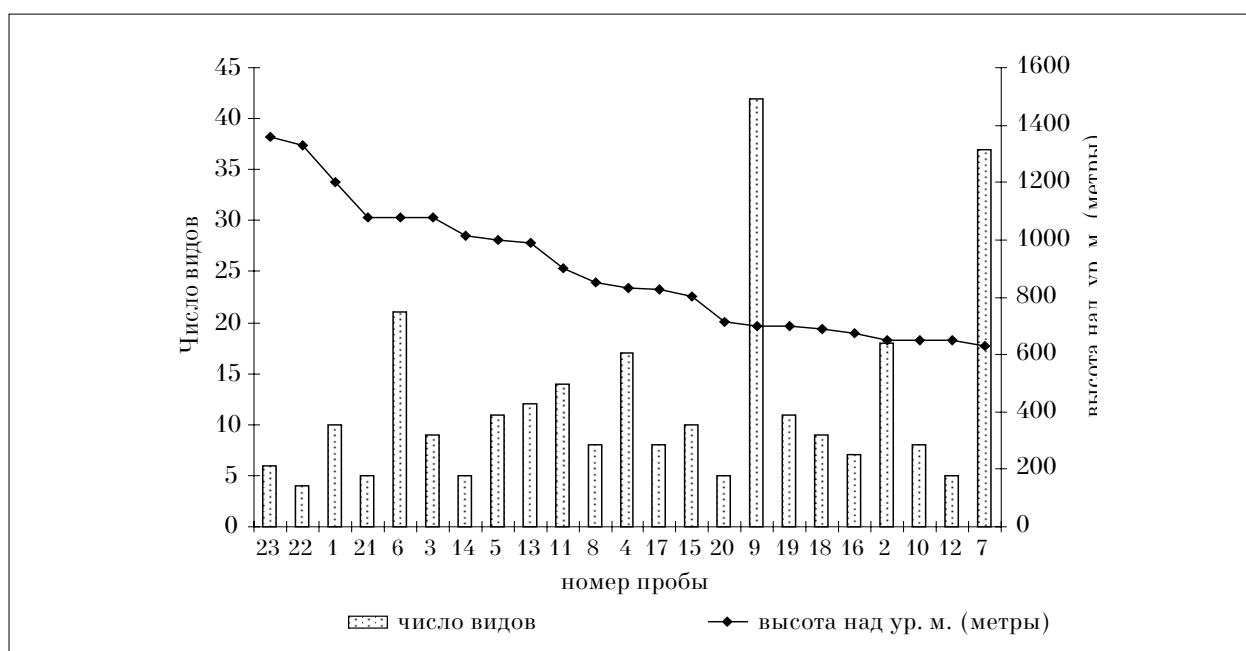


Рис. 2. Распределение почвенных водорослей по высотному градиенту

Таблица 2

Показатели температуры почвы в момент отбора проб в исследованных сообществах

Номер пробы	Число видов	Высота над уровнем моря, м	Температура на поверхности почвы, °С	Температура на 10 см слое почвы, °С
13	12	989	24	16
14	5	1012	30	24
15	10	803	22	17
16	7	674	17	14
17	8	829	12	10,5
18	9	690	21,5	20,3
19	11	697	19,5	18
20	5	715	23	18
21	5	1080	30	25
22	5	1331	12,5	12
23	6	1360	14,7	12,9

Ulothrix и *Klebsormidium*. Представители из семейства Leptolyngbyoideae, Phormidiaceae, Chlamydomonadaceae и Choricystidaceae довольно часто встречались в почвах гольцового и горно-тундрового поясов.

Комплекс экологических факторов на высотном градиенте существенно изменяется, что оказывает влияние как на разнообразие и структуру растительных сообществ, так и на состав и обилие почвенных альгогруппировок. В гольцовом и горно-тундровом поясах наблюдаются колебания температуры и влажности, сильная солнечная инсоляция, низкое содержание в почвах основных биогенных элементов [8]. К таким экстремальным условиям у водорослей выработались не только адаптационные механизмы на физиологическом уровне, но и определённые морфологические приспособления. Большинство таксонов имеют небольшие размеры клеток, что в целом характерно для водорослей холодных местообитаний. Многие виды образуют обильную и часто окрашенную в тёмные цвета слизь, что защищает их от резких колебаний температуры, влажности и повышенной солнечной радиации.

К экологическим факторам, оказывающим значительное влияние на сообщества водорослей, относят температуру и влажность почвы [2], регулирующие скорость протекания физиологических процессов, таких как фотосинтез, азотфиксация, синтез ферментов и др. Температура в момент отбора образцов на разных ключевых участках изменялась в пределах 12–30 °С на поверхности почвы и 10,5–25 °С на глубине 5–10 см (табл. 2), влажность на участках колебалась в пределах 2,2–44% (рис. 5).

На пятнах выветривания, где были отобраны пробы, наблюдаются заметные коле-

бания температуры и влажности, что, несомненно, влияет на формирование альгогруппировок. На рисунке 3 представлены результаты измерений температуры на глубинах 1 и 5 см в почве пятна в кустарничково-мохово-лишайниковом сообществе. Синхронные колебания температуры в суточной динамике с выраженными максимумами и минимумами имеют амплитуду до 16 °С. Влажность почвы на поверхности пятен также существенно изменяется в суточном ритме (рис. 4). Колебания влажности обусловлены в основном погодными условиями.

Экстремальность условий на поверхности пятен подчёркивает присутствие видов, встречающихся преимущественно только в почвах холодных регионов Антарктиды и субантарктических островов, это *Chlamydocapsa lobata* Broady, cf. *Fottea pyrenoidosa* Broady, cf. *Coenochloris signiensis* (Broady) Hind.

Отмечено, что с повышением влажности почвы увеличивается видовое разнообразие водорослей (рис. 5).

Относительно высокую влажность почвы 42,6 и 42,3% (злаково-осоковые луга на участках № 18 и 19 в горных долинах вблизи оз. М. Балбанты) индицируют диатомовые водоросли, а также гидрофильные виды из рода *Scenedesmus*. Здесь также отмечено высокое видовое разнообразие зелёных водорослей и цианопрокариот.

Динамика микроклимата (температуры и влажности воздуха у поверхности пятна), исследованная с использованием гигрохронов на двух участках на небольшом перепаде высот в пределах одного пояса, показала на равенство температур и незначительное увеличение влажности воздуха с высотой, так как вершины гор чаще окутаны облаками и туман-

ном (табл. 3). Скорее всего, в пределах одного горно-тундрового пояса ни температура, ни влажность не могут быть дифференцирующими факторами формирования видового разнообразия водорослей, так как их различия не существенны (табл. 3).

Одним из определяющих факторов в данных условиях может быть кислотность среды [3]. В исследованных почвах диапазон показателей водородного потенциала pH был в пределах 4,5–6,3 (табл. 4), показатель кислотности зависел в большей степени от типов растительных сообществ, чем от высоты. В кислых почвах было выявлено невысокое видовое разнообразие зелёных водорослей из родов *Myrmecia*, *Stichococcus*, *Pseudococcomyxa*. Присутствие в альгогруппировках этих таксонов в целом характерно для кислых почв [1,

3]. В почвах близких к нейтральным наблюдается увеличение числа видов (табл. 4), помимо Chlorophyta появляются представители из отделов Cyanoprokaryota, Eustigmatophyta и Bacillariophyta. Увеличение разнообразия обусловлено тем, что для большинства водорослей оптимальный кислотный показатель почвы находится в пределах 5,0–6,0 [2].

В горно-тундровых почвах развитие водорослей также могут лимитировать низкие концентрации основных биогенных элементов [2, 9]. Содержание общего углерода и азота в большинстве исследованных почв было невысоким (табл. 5), соотношение C/N варьировало от 6,5 до 15,7. Исключение составили почвы участков № 18 и 19, где зарегистрированы относительно высокие концентрации азота и углерода, вследствие влияния перевыпаса

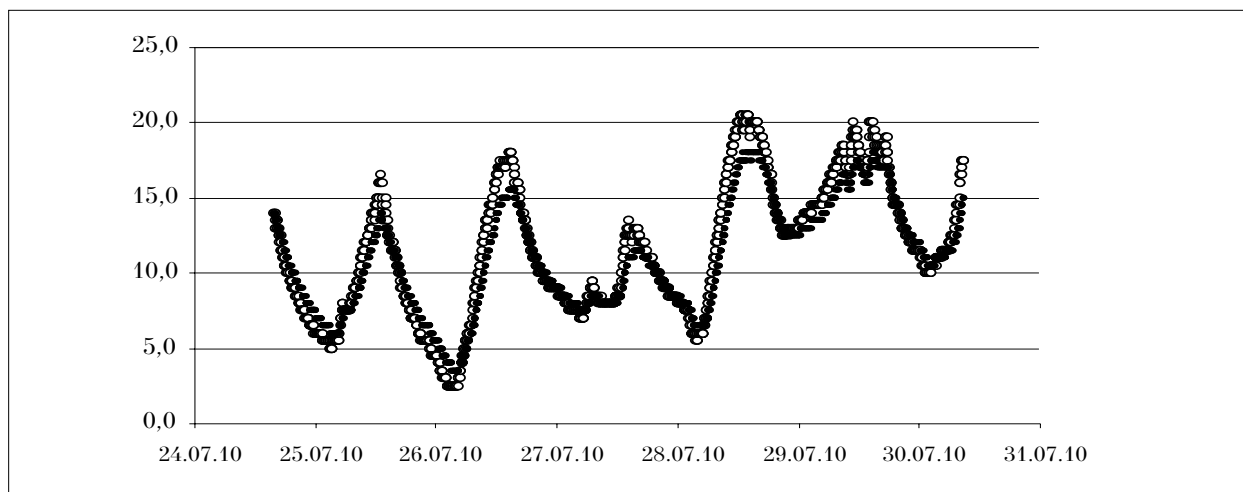


Рис. 3. Динамика температуры на пятне выветривания в кустарничково-мохово-лишайниковом сообществе (высота 674 м над ур. м.) на глубинах 1 см (светлые точки) и 5 см (тёмные точки). По оси ординат – температура пятен, °С, по оси абсцисс – дата измерений

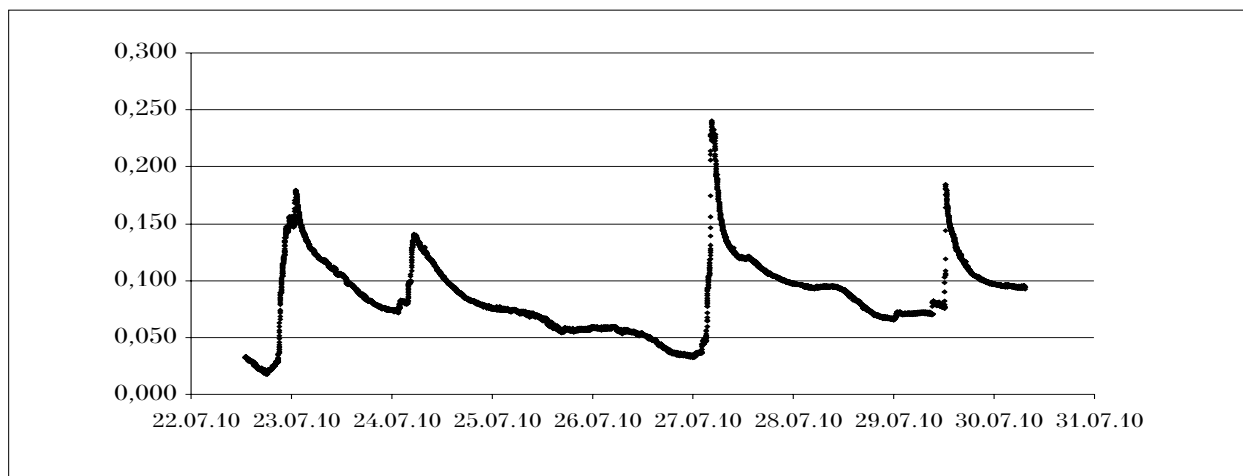


Рис. 4. Динамика влажности верхнего горизонта почвы на примере пятна в кустарничково-мохово-лишайниковом сообществе. По оси абсцисс – дата измерений, по оси ординат – влажность почвы, м³/м³

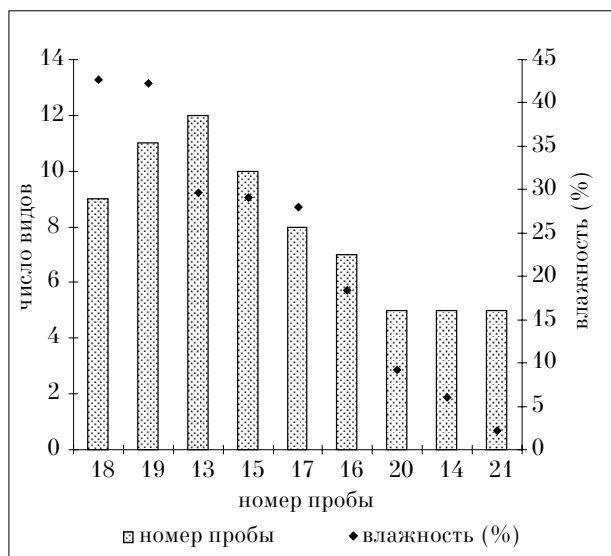


Рис. 5. Показатели видового разнообразия водорослей и влажности почвы на исследованных участках. Данные по пробам № 22 и 23 не включены в анализ, т. к. отбор почвенно-альгологических образцов и измерение влажности на этих участках произведены во время дождя

оленей. Здесь отмечено массовое разрастание нитрофильных видов – *Phormidium autumnale* (Ag.) Gom. и *Ulothrix variabilis* Kütz.

Концентрации фосфора, кальция, магния, калия и натрия в почвах изученных участков изменялись в широких пределах (табл. 4), полученные значения сходны с содержанием этих элементов в горно-тундровых почвах Приполярного Урала [10].

Проведённый нами попарный корреляционный анализ показал отсутствие статистически достоверных зависимостей между агрохимическими показателями и высотой расположения участков над уровнем моря (табл. 6). Это обусловлено прежде всего разнородностью и мозаичностью горно-тундровых сообществ, а также характеристиками подстилающих пород [5].

Корреляционный анализ числа видов с рассматриваемыми агрохимическими показателями выявил, что видовое разнообразие водорослей в условиях гольцов и горных тундр

района исследований имеет высокую степень с содержанием магния, калия, натрия и водородным потенциалом (табл. 6), что обусловлено их важной ролью в функционировании клеток водорослей, а также низкими содержаниями данных элементов в почвах. Содержание этих элементов для исследованного района можно отнести к лимитирующим факторам, оказывающим влияние на разнообразие водорослей горных тундр и гольцов. Магний входит в состав хлорофилла, оказывает влияние на накопление каротиноидов и биомассы, размножение клеток, процессы фотосинтеза и дыхания [9]. Ионы калия в клетках водорослей участвуют в осмотической регуляции, контроле рН, обеспечивают стабильность белков. Натрий входит в состав ферментов, участвует в их активации и регулирует водный баланс. Содержание калия и натрия в почвах может влиять на развитие почвенных водорослей опосредованно за счёт регуляции рН почвенной среды, т. к. ионы кальция, магния, калия и натрия вытесняют ионы водорода из почвенного поглощающего комплекса, тем самым снижают кислотность, что благоприятно сказывается на развитии многих видов водорослей.

Пошаговый регрессионный анализ выявил в качестве значимых факторов, определяющих разнообразие водорослей района исследований, содержание магния в верхних горизонтах почв и высоту участков над уровнем моря.

Модель представляет собой следующий вид:

$$N=9,23 + 3,698 \cdot Mg - 0,0044 \cdot H,$$

где N – число видов, H – высота участков над ур. м., Mg – содержание магния в почве.

Найденная модель описывает 87% изменчивости числа видов водорослей (рис. 6), что указывает на высокую степень соответствия модели экспериментальным данным.

При проведении корреляционного и пошагового регрессионного анализов между исследованными экологическими факторами и

Таблица 3
Среднесуточные температуры (°С) поверхности пятен и относительной влажности воздуха над поверхностью пятен выветривания

Дата	Высота 674 м		Высота 829 м	
	Температура поверхности пятна, °С	Влажность воздуха над поверхностью пятна, %	Температура поверхности пятна, °С	Влажность воздуха над поверхностью пятна, %
27.07.10	9,8	99,4	8,9	99,8
28.07.10	14,2	79,0	14,1	92,2

Таблица 4

Агрохимические показатели почвы исследованных участков и число видов водорослей

№ пробы	Число видов	pH вод.	pH сол.	Ca мг экв/100г	ΔCa	Mg мг экв/100г	ΔMg	P ₂ O ₅ мг/кг	ΔP ₂ O ₅	K ₂ O мг/кг	ΔK ₂ O	Na обмен ммоль/100%
13	12	6,3	5,2	5,28	0,40	2,12	0,16	449	67	97	15	0,124
14	5	4,9	4,5	0,37	–	0,14	0,03	417	63	36	5	0,036
16	7	5,0	4,5	0,54	0,09	0,15	0,03	445	67	44,6	6,7	0,080
17	8	4,8	4,2	1,41	0,13	0,40	0,04	770	115	167	17	0,061
18	9	5,6	4,9	3,67	0,33	0,84	0,08	232	35	366	37	0,090
19	11	5,1	4,4	4,87	0,44	0,87	0,09	79	12	253	25	0,060
20	5	4,8	4,3	0,63	0,11	0,17	0,03	372	56	51,0	7,7	0,059
21	5	4,5	3,9	0,27	–	0,15	0,03	2,6	0,5	24,0	3,6	0,060
22	5	4,9	4,3	2,05	0,18	0,33	0,03	742	111	24,8	3,7	0,036
23	6	5,6	4,8	6,76	0,51	0,50	0,05	962	144	56	8,5	0,076

Примечание: прочерк – нет данных.

Таблица 5

Содержание в исследованной почве общего азота, углерода и разнообразие водорослей на исследованных участках

№ пробы	Число видов	ω C%	Δ C%	ω N%	Δ N%	C/N *1,167
13	12	0,43	0,13	0,038	0,010	13,2
14	5	0,39	0,12	0,043	0,011	10,6
16	7	0,57	0,13	0,052	0,014	12,8
17	8	1,40	0,25	0,157	0,027	10,4
18	9	2,6	0,5	0,24	0,04	12,6
19	11	5,8	1,0	0,44	0,07	15,4
20	5	0,38	0,11	0,039	0,010	11,4
21	5	0,37	0,11	0,066	0,017	6,5
22	5	0,66	0,15	0,049	0,013	15,7
23	6	0,55	0,13	0,054	0,014	11,9

Примечание: в последнем столбце приведено молярное соотношение C/N.

Таблица 6

Результаты попарного корреляционного анализа числа видов водорослей и высоты ключевых участков с агрохимическими показателями

Анализируемые показатели	Число видов	Высота	Влажность почвы, %	pH вод.	pH сол.	Ca ²⁺	Mg ²⁺	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na ⁺
Число видов	–	-0,45	0,37*	0,67*	0,62	0,58	0,84*	-0,25	0,64*	0,73*
Высота над ур. м.	-0,45	–	0,15	0,084	-0,02	0,27	-0,04	0,55	-0,55	-0,22

Примечание: * – выделены коэффициенты корреляции, значимые при p<0,05.

видовым разнообразием температура и влажность не оказались среди значимых факторов. Это связано с тем, что измерения данных показателей нами были выполнены только в моменты отбора проб, однако в суточном ритме влажность и температура почвы (особенно верхних горизонтов) претерпевают существенные колебания (рис. 3, 4). Температура и влажность по-

чвы (табл. 2, рис. 5) представляют собой дифференциальные показатели, более правильным было бы их измерение синхронно на всех участках за определённые временные периоды. К сожалению, из-за технических и временных ограничений такие измерения нами не были проведены. Можно предположить, что влияние температуры и влажности опосредованно учтены

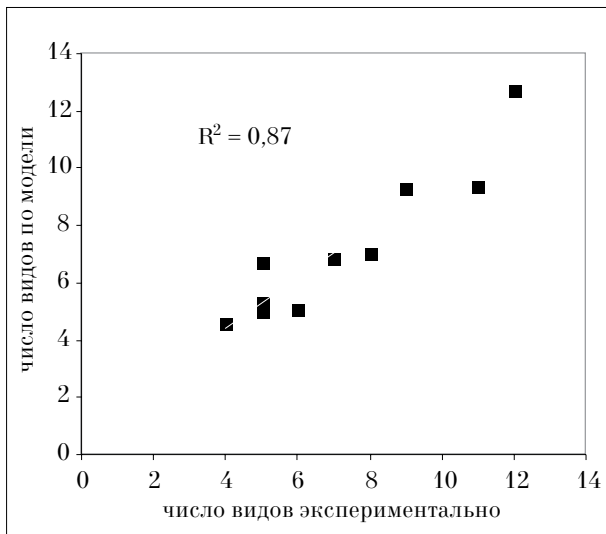


Рис. 6. Взаимосвязь числа видов водорослей, определённых экспериментально и найденных по модели

в таком интегрально значимом факторе как высота исследуемых участков над уровнем моря.

DCA-анализ, проведённый с помощью программного комплекса PC-ORD, показал, что наиболее значимыми факторами, влияющими на видовой состав водорослей в альгогруппировках, являются содержание кальция и калия в почве (рис. 7). Дополнение списка значимых факторов кальцием, который участвует в поддержании структуры клеточных оболочек, морфогенезе клеток [9] и оказывает влияние на процесс фотосинтеза, возможно, связано с тем, что в данном виде анализа

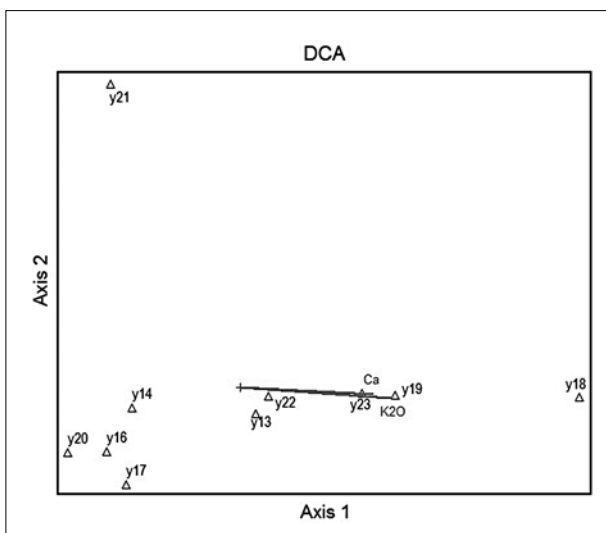


Рис. 7. Ординация исследованных участков по видовому составу водорослей с векторами, отражающими корреляцию между осями ординации и содержанием Са и К₂О. Длина векторов Са и К₂О отражает значение коэффициента корреляции (Са – 0.72; К₂О – 0.76) с осью 1

учитывалось не только общее число видов, отмеченных на площадках, но и видовое разнообразие водорослей. Например, на участках с максимальным содержанием кальция в почве (№ 13, 19, 23) отмечено наибольшее видовое разнообразие Cyanoprokaryota, многие представители которых являются кальцефилами.

С помощью двух программных комплексов Statistica 6 и PC-ORD мы получили несколько различные результаты по коэффициентам корреляции между факторами и разнообразием водорослей, что связано с тем, что в первом случае анализировалось только число обнаруженных видов водорослей на каждом ключевом участке, а во втором случае – видовой состав.

Заклучение

В горно-тундровых почвах Приполярного Урала отмечается достаточно высокое видовое разнообразие водорослей, всего было обнаружено 146 таксонов. В альгогруппировках по видовому разнообразию лидируют представители отделов Chlorophyta, Bacillariophyta и Cyanoprokaryota. В высотном градиенте наблюдается увеличение видового разнообразия от гольцового пояса к горно-тундровому. В альгофлоре выявлены холодолюбивые виды, которые подчеркивают экстремальность условий этого района. Основным фактором, лимитирующим видовой состав водорослей альгогруппировок в исследованном регионе, является содержание кальция и калия в почве. Число видов водорослей в исследованных почвах определяется содержанием магния, кислотностью почвы, а также высотой участков, объединяющей как интегральный показатель такие экологические факторы среды, как температура верхних горизонтов и влажность почвы.

Исследования проведены при поддержке гранта РФФИ 10-04-01446-а и совместного проекта конкурсных программ научных исследований УрО РАН и СО РАН № 12-С-4-1002, а также проекта Президиума РАН № 12-П-4-1018.

Литература

1. Штина Э.А., Зенова Г.М., Манучарова Н.А. Альгологический мониторинг почв // Почвоведение. 1998. № 12. С. 1449–1461.
2. Голлербах М.М., Штина Э.А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.
3. Lukešová A., Hoffmann L. Soil algae from acid rain impacted forest areas of the Krušné hory Mountains. 2. Effect of pH on growth // Algological Stud. 1995. № 78. P. 39–51.

4. Базова Г.А. Почвенные водоросли высокогорий Памира. Душанбе: Изд-во Дониш, 1978. 171 с.
5. Забоева И.В. Почвы и земельные ресурсы Коми АССР. Сыктывкар: Коми книжное издательство, 1975. 344 с.
6. Гецен М.В. Водоросли в экосистемах Крайнего Севера (на примере Большеземельской тундры). Л.: Наука, 1985. 165 с.
7. Новаковская И.В., Патова Е.Н., Шабалина Ю.Н. Почвенные водоросли горно-тундровых сообществ Приполярного Урала (Национальный парк «Югыд Ва») // Бот. журн. 2012. № 3. (в печати)
8. Биоразнообразие водных и наземных экосистем бассейна реки Кожым (северная часть национального парка «Югыд Ва») / Отв. ред. Е.Н. Патова. Сыктывкар: Изд-во Коми НЦ УрО РАН, 2010. 192 с.
9. Саут Р., Уиттик А. Основы альгологии: Пер. с англ. М.: Изд-во Мир, 1990. 597 с.
10. Жангуров Е.В., Дымов А.А. Морфологическое строение и физико-химическая характеристика почв горной тундры Приполярного Урала (Хребты Малды-Нырды, Росомаха) // Актуальные проблемы биологии и экологии: Матер. докл. XVIII молодёж. науч. конф. Сыктывкар. 2011. С. 161–164.

УДК 579.8: 631.8

Реакция актиномицетов на ключевые факторы урбаногенного загрязнения почвы в модельном опыте

© 2012. Т. Я. Ашихмина, д.т.н., зав. лабораторией, Е. С. Соловьёва, аспирант, И. Г. Широких, д.б.н., в.н.с.,
Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН
и Вятского государственного гуманитарного университета,
e-mail: irgenal@mail.ru

В лабораторных микрокосмах изучено варьирование численности почвенных актиномицетов под воздействием факторов подщелачивания и загрязнения почвы свинцом. Описана реакция на воздействие указанных урбано-генных факторов со стороны отдельных компонентов актиномицетного комплекса: стрептомицетов, микромоноспор и олигоспоровых форм.

In laboratory microcosms actinomycetes' number varying was studied under the influence of such factors as soil alkalizing and soil contamination with lead. The reaction of certain actinomycetes' complex elements, such as streptomycetes, micromonosporas and oligosporous forms, on the impact of urbanogeneous factors is described.

Ключевые слова: урбоэкосистема, почвенные актиномицеты, численность популяции, сукцессия, реакция среды, свинец

Keywords: urban ecosystems, soil actinomycetes, population number, succession, medium reaction, lead

Для современного города характерны процессы деградации окружающей среды и накопления ксенобиотиков [1, 2]. Наиболее сильное влияние загрязняющих веществ в урбо-экосистемах испытывает почва, так как она, в отличие от воздушной и водной сред, быстро поглощает поллютанты и очень медленно их трансформирует [3]. Как следствие низкой гумусированности и буферности городских почв по отношению к химическим элементам-загрязнителям процессы естественного самоочищения, в которых участвуют органоминеральные комплексы и гумусовые вещества, в урбано-зёмах ослаблены. Ключевым компо-

нентом, определяющим интенсивность протекающих в почве биологических процессов, связанных с трансформацией ксенобиотиков, являются микроорганизмы. Исключительная роль микроорганизмов в создании современной биосферы и поддержании её характеристик на уровнях, приемлемых для живых систем, включая человека, в настоящее время очевидна. Поэтому вопросы экологии микроорганизмов в почвах урбанизированных территорий имеют особое значение.

В загрязнённых и нарушенных почвах города часто складывается обстановка, которая вызывает вспышки роста токсигенных, ал-

лергенных и патогенных форм микроорганизмов [4, 5]. Замедление темпов самоочищения почв от опасных для человека микроорганизмов происходит вследствие снижения пула микробных антибиотиков – низкомолекулярных продуктов метаболизма, обладающих высокой физиологической активностью и подавляющих в малых концентрациях рост бактерий микромицетов, микроорганизмов, вирусов, простейших. Одна из причин этого явления кроется в снижении естественной супрессивности почв, в формировании которой, наряду с другими микробами-антагонистами, принимают участие мицелиальные бактерии – актиномицеты.

Рядом авторов в городских экосистемах отмечена более высокая, в сравнении с другими группами почвенных микроорганизмов, устойчивость актиномицетов к техногенному загрязнению. Об этом свидетельствует увеличение долевой представленности актиномицетов в почвенном микробном комплексе ряда промышленно развитых городов [6 – 8]. Однако в литературе практически отсутствуют сведения о реакции на различные загрязнители городской среды представителей отдельных групп и таксонов актиномицетов. Между тем в урбоэкосистеме, как и в природе в целом, следует учитывать возможность различных реакций отдельных компонентов микробного сообщества на один и тот же вид воздействия. Кроме того, изменения в составе и численности микробного населения почвы зависят от природы загрязняющих веществ, концентрации, продолжительности контакта.

Для городов характерно комбинированное воздействие на почвенный покров комплекса загрязняющих факторов. К числу ключевых воздействий на почвенную микробную систему в условиях города относят смещение, по сравнению с зональными почвами, реакции почвенного раствора в щелочную сторону [9]. На фоне общего подщелачивания городской среды развивается загрязняющее действие тяжёлых металлов, среди которых лидирующее место занимает свинец [10]. Токсическое действие свинца на мицелиальные прокариоты может маскироваться за счёт повышенных в городских почвах значений водородного показателя, поскольку в щелочной и нейтральной среде подвижность ионов металлов заметно ниже, чем в кислой. Изменение среды обитания актиномицетов через подщелачивание почвенного раствора в комбинации с токсическим действием тяжёлых металлов изучено в экологическом аспекте недостаточно.

Целью нашей работы являлось определение факторного влияния подщелачивания, загрязнения почвы свинцом и стадии сукцессии на общую численность почвенных актиномицетов, а также изучение ответной реакции на воздействие указанных урбаногенных факторов со стороны отдельных компонентов актиномицетного комплекса: стрептомицетов, микромоноспор и олигоспоровых форм.

Методика

Информация о влиянии ключевых урбаногенных факторов на почвенные актиномицеты была получена в серии модельных опытов по наблюдению за динамикой численности актиномицетов в ходе сукцессии, инициированной увлажнением воздушно-сухой почвы. Почва была отобрана в черте города в летний период и характеризовалась реакцией, близкой к нейтральной ($pH_{КС1}$ 6,2).

Для создания лабораторных микрокосмов, имитирующих условия реальной урбоэкосистемы, навески почвы массой 50 г помещали в чашки Петри и добавляли карбонат кальция в количестве, соответствующем схеме опыта (табл. 1). Почву увлажняли, в зависимости от варианта, водой или раствором ацетата свинца до 60% от ПВ. Микрокосмы инкубировали на свету при комнатной температуре, периодически отбирая образцы почвы для микробиологического посева. Определение $pH_{КС1}$ почвы при снятии опыта показало, что водородный показатель в вариантах с добавлением 1% $CaCO_3$ сместился от исходного значения на 0,5, а в вариантах с добавлением 5% $CaCO_3$ – на 1,0 ед. pH в щелочную сторону.

Таблица 1
Схема внесения добавок в почву по вариантам опыта

		CaCO ₃ , % от веса сухой почвы)		
		0	1	5
Концентрация ионов Pb ²⁺ , мкг/г	0	1	2	3
	20	4	5	6
	40	7	8	9

Численность актиномицетов учитывали методом посева из разведений почвенных суспензий на агаризованную среду с пропионатом натрия [14]. Чашки с посевами инкубировали при 27 °С в течение 2-3 недель.

Проводили дифференцированный учёт колоний актиномицетов в световом микроскопе Биолам Р-11 при увеличении $\times 120$ и $\times 600$. Морфологические свойства использовали для отнесения актиномицетов к определённым таксонам. Принадлежность культур актиномицетов к роду *Streptomyces* определяли на основании следующих признаков: нефрагментированный мицелий, длинные цепочки спор – на воздушном и отсутствие спор – на субстратном мицелии. Актиномицеты, имеющие одиночные споры на субстратном мицелии, лишённые или со слабым развитием стерильного воздушного мицелия, с нефрагментированным мицелием идентифицировали как представителей рода *Micromonospora*. Актиномицеты, образующие одиночные споры на воздушном мицелии либо короткие цепочки более крупных, чем стрептомицетные, спор на ветках воздушного и/или субстратного мицелия, объединяли в группу олигоспоровых актиномицетов.

Схема опыта предусматривала обработку результатов методом многофакторного дисперсионного анализа. Рассматривали влияние следующих факторов: А – подщелачивание (градации фактора: 0, 1 и 5% CaCO_3 от веса почвы), В – загрязнение свинцом (градации фактора: 0, 20 и 40 мкг Pb^{2+} /г почвы), С – стадия сукцессии (градации фактора: 4-е, 11-е и 18-е сутки с момента увлажнения почвы). Статистическая обработка данных выполнена с использованием программы STATGRAFICS Plus версия 7.0.

Результаты и их обсуждение

Наблюдение за динамикой общей численности актиномицетов в ходе сукцессии, вызванной увлажнением воздушно-сухой почвы, показало, что основные изменения показателя происходили за счёт представителей рода *Streptomyces*, численность которых варьировала от $4,4 \times 10^5$ до $1,2 \times 10^6$ КОЕ/г в зависимости от варианта опыта и стадии сукцессии. Вклад микромоноспоровых (от $1,0 \times 10^4$ до $1,1 \times 10^5$ КОЕ/г) и олигоспоровых (от $1,7 \times 10^4$ до $1,3 \times 10^5$ КОЕ/г) видов в общую численность мицелиальных прокариот (от $5,2 \times 10^5$ до $1,4 \times 10^6$ КОЕ/г) уступал полиспоровым видам на порядок и более. Динамичный характер по-

казателя численности различных родов актиномицетов свидетельствовал об активно протекающих в почве процессах размножения, гибели и перестройки популяционной структуры актиномицетов – организмов со сложными циклами развития, включающими мицелиальную и споровую стадии.

Сукцессионная динамика численности отдельных родов актиномицетов в вариантах с исходной почвой и с почвами, подвергнутыми воздействию подщелачивания и загрязнения свинцом высокой интенсивности, носила различный характер (рис. 1). В наибольшей степени под воздействием урбаногенных факторов изменялась динамика численности микромоноспоровых и олигоспоровых актиномицетов, тогда как динамика численности стрептомицетов и общей численности мицелиальных прокариот сохраняла большую стабильность.

Результаты трёхфакторного дисперсионного анализа показали, что варьирование общей численности актиномицетов и рода *Streptomyces* в почве существенно ($p < 0,001$) обусловлено стадией сукцессии и изменением реакции среды, а численность микромоноспор зависит только от стадии сукцессии ($p < 0,0001$). На численность олигоспоровых видов в трёхфакторном дисперсионном комплексе ни один из рассмотренных факторов не оказал достоверного влияния. Дальнейший анализ факторных воздействий на мицелиальные прокариоты проводили, рассматривая отдельно двухфакторные дисперсионные комплексы на каждом этапе сукцессии.

В начале сукцессии (4-е сутки) под воздействием 20 мкг/г Pb^{2+} наблюдали снижение численности стрептомицетов и общей численности актиномицетов (с $1,2 \pm 0,19$ до $0,76 \pm 0,057 \times 10^6$ КОЕ/г). Под воздействием более высокой интенсивности (40 мкг/г Pb^{2+}) значительных изменений в численности мицелиальных прокариот по сравнению с исходной почвой не выявлено (рис. 2, А). Т. е. реакция на загрязнение почвы ионами Pb^{2+} имела различный характер в зависимости от интенсивности воздействия. Рост стрептомицетов при воздействии низкой интенсивности был подавлен (стратегия «выжидания»), а при воздействии более высокой интенсивности, напротив, активизирован (стратегия «убегания»). В связи с неоднозначностью реакции стрептомицетов на загрязнение почвы свинцом влияние фактора В при дисперсионном анализе оценивалось как недостоверное, а существенное влияние на варьирование численности рода *Streptomyces* и об-

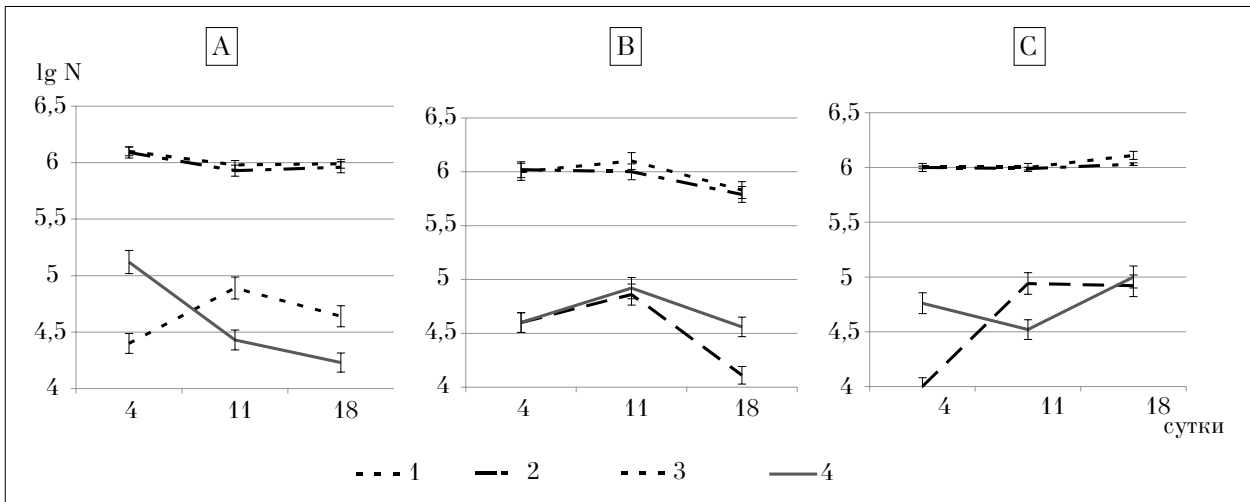


Рис. 1. Динамика общей численности актиномицетов (1), представителей рода *Streptomyces* (2), *Micromonospora* (3) и олигоспоровых форм (4) в ходе сукцессии, вызванной увлажнением почвы без добавок (А), при добавлении к почве 40 мкг/г Pb^{2+} (В), 5% $CaCO_3$ (С)

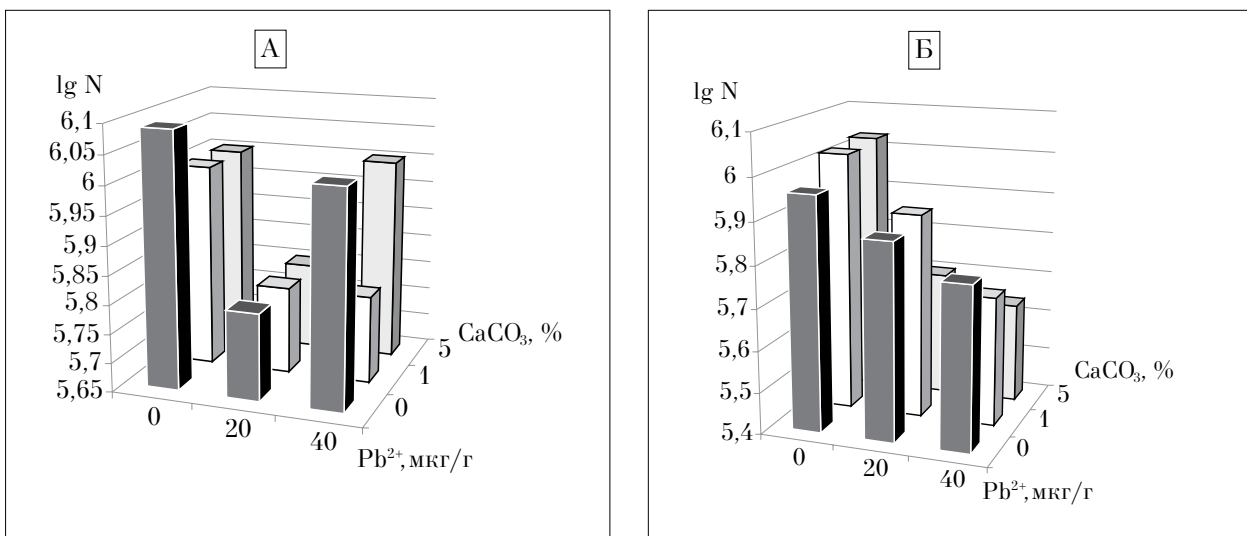


Рис. 2. Изменение численности стрептомицетов в почве, подвергнутой разным видам урбаногенного загрязнения, на раннем (А) и позднем (Б) этапах сукцессии

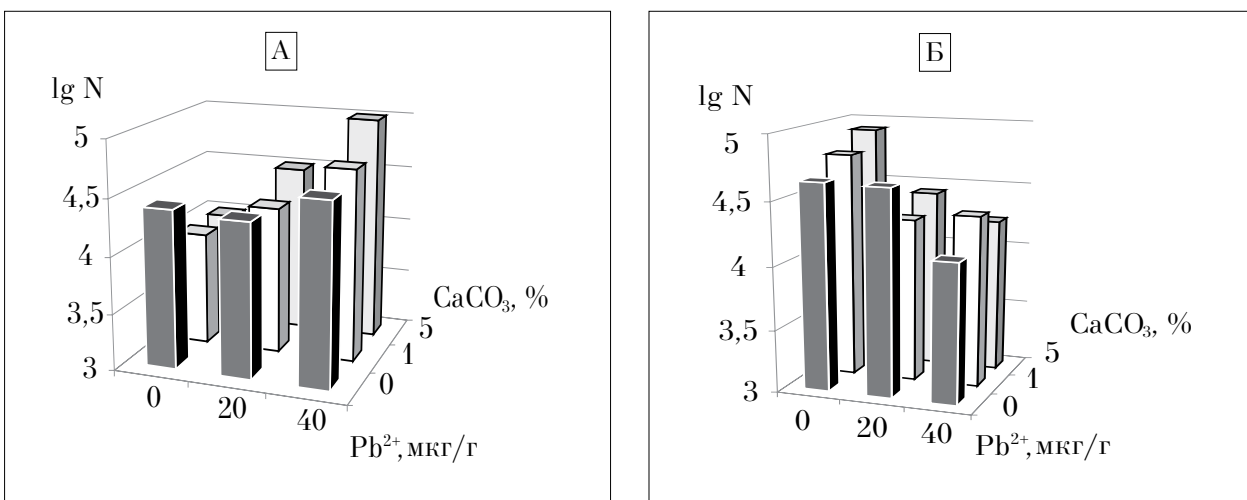


Рис. 3. Изменение численности микромоноспор в почве, подвергнутой разным видам урбаногенного загрязнения, на раннем (А) и позднем (Б) этапах сукцессии

щей численности актиномицетов оказал фактор подщелачивания почвы (табл. 2 и 3). При смещении реакции среды в щелочную сторону на 0,5–1,0 ед. рН показатели численности стрептомицетов на раннем этапе сукцессии снизились по сравнению с исходной почвой во всех вариантах загрязнения (рис. 2 А). На более позднем этапе сукцессии (18-е сутки) численность стрептомицетов при подщелачивании среды достоверно возростала, тогда как при внесении свинца, отдельно и в сочетании с подщелачиванием, имела более низкие значения, чем в контроле (рис. 2 Б). Особенно низкой численность стрептомицетов ($4,4 \times 10^3$ КОЕ/г) была при одновременном воздействии двух факторов высокой интенсивности.

Численность рода *Micromonospora* на раннем этапе сукцессии существенно снижалась по сравнению контролем при подщелачивании почвы и возростала при загрязнении свинцом (рис. 3 А). Оба фактора, а также их взаимодействие, оказали на микромоноспоровые актиномицеты достоверное влияние (табл. 2), однако вклад фактора «подщелачивание» в общее варьирование численности микромоноспор в шесть раз превышал вклад фактора «загрязнение свинцом». Наиболее существенно в нача-

ле сукцессии увеличилась численность микромоноспор ($1,1 \times 10^5$ КОЕ/г) в почве, подвергнутой одновременно подщелачиванию и загрязнению свинцом (рис. 3 А). На последующих этапах сукцессии влияние фактора «загрязнение свинцом» оценивалось уже как незначительное (табл. 3), и только «подщелачивание» почвы оказало значимое влияние на варьирование численности рода *Micromonospora* (рис. 3 Б).

Численность олигоспоровых актиномицетов на первом этапе сукцессии в результате моделирования урбаногенного воздействия снизилась по сравнению с исходной почвой (рис. 4 А). По данным дисперсионного анализа, достоверное влияние на варьирование численности олигоспоровых форм на этом этапе оказали фактор А и взаимодействие факторов А×В (табл. 2). В дальнейшем, на фоне сукцессионного снижения в почве без добавок численности олигоспоровых форм (рис. 1 А), наблюдали возрастание уровня их численности в результате добавления в почву свинца ($F=8,58$, $p<0,0024$) и подщелачивания среды ($F=13,62$, $p<0,0003$) (рис. 4 Б и В). Значимое влияние на варьирование численности олигоспоровых форм на промежуточном этапе сукцессии (11-е сутки) оказало также взаимодействие факторов А×В (табл. 4).

Таблица 2

Оценка степени влияния факторов на численность актиномицетов на ранней стадии сукцессии

Источник варьирования	df	SS	F	p
Стрептомицеты				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	6536,9	5,11	0,0175*
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	1689,8	1,32	0,2916
Взаимодействие факторов А×В	4	492,1	0,19	0,9393
Общее варьирование	18	11514,7	–	–
Микромоноспоры				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	153,5	33,98	0,0000*
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	24,8	5,51	0,0136*
Взаимодействие факторов А×В	4	54,89	6,07	0,0028*
Общее варьирование	18	40,7	–	–
Олигоспоровые формы				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	128,1	7,39	0,0045*
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	50,3	2,90	0,0809
Взаимодействие факторов А×В	4	105,0	3,03	0,0449*
Общее варьирование	18	156	–	–
Общая численность актиномицетов				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	8267,8	6,16	0,0091*
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	2453,6	1,83	0,1891
Взаимодействие факторов А×В	4	1153,5	0,43	0,7851
Общее варьирование	18	12072,0	–	–

Примечание: здесь и далее df – число степеней свободы, SS – сумма квадратов, F – критерий Фишера, p – уровень значимости. *Влияние достоверно при $P \geq 0,05$.

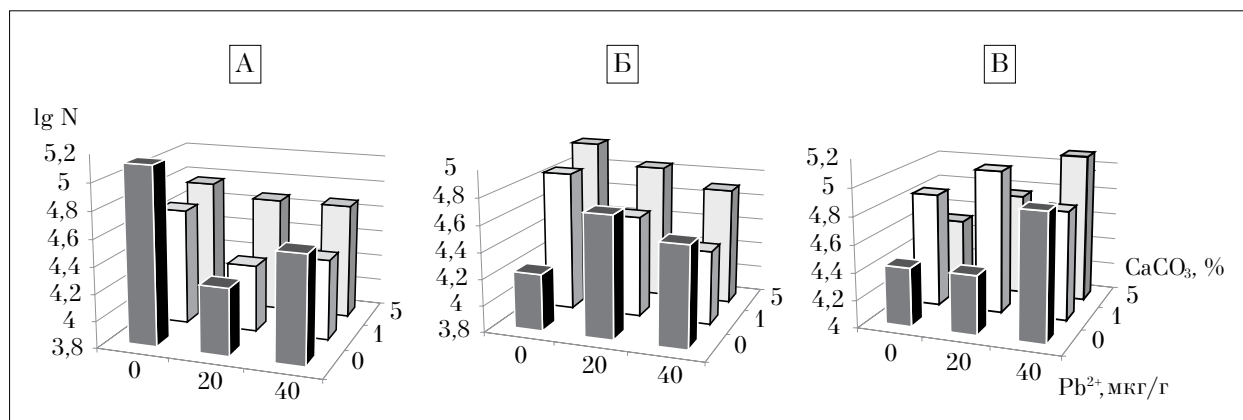


Рис. 4. Изменение численности олигоспоровых форм в почве, подвергнутой разным видам урбаногенного загрязнения, на раннем (А), промежуточном (Б) и позднем (В) этапах сукцессии

Таблица 3

Оценка степени влияния факторов на численность актиномицетов на поздней стадии сукцессии

Источник варьирования	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Стрептомицеты				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	11384,7	21,35	0,0000*
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	500,2	0,94	0,4097
Взаимодействие факторов А×В	4	1795,1	1,68	0,1976
Общее варьирование	18		–	–
Микромоносоры				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	100,1	3,81	0,0418*
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	3,63	0,14	0,8720
Взаимодействие факторов А×В	4	27,3	0,52	0,7234
Общее варьирование	18	236,7	–	–
Олигоспоровые формы				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	32,7	1,41	0,2690
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	70,2	3,04	0,0730
Взаимодействие факторов А×В	4	65,8	1,42	0,2667
Общее варьирование	18	208	–	–
Общая численность актиномицетов				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	15086,9	23,54	0,0000*
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	222,0	0,35	0,7118
Взаимодействие факторов А×В	4	2885,8	2,25	0,1039
Общее варьирование	18	5768,0	–	–

Таблица 4

Оценка степени влияния факторов на численность олигоспоровых актиномицетов на промежуточной стадии сукцессии

Источник варьирования	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	112,96	13,62	0,0003*
Загрязнение Pb ²⁺ (фактор В)	2	71,18	8,58	0,0024*
Взаимодействие факторов А×В	4	130,37	7,86	0,0008*
Общее варьирование	18	74,67	–	–

В отношении стрептомицетов и микромоноспор ни один из рассматриваемых факторов на промежуточных стадиях сукцессии не был существенным, а общая численность актиномицетов в почве достоверно определялась только взаимодействием факторов А×В ($F=2,97, p<0,048$).

Заключение

Таким образом, полученные в модельном опыте результаты показали, что реакция почвенных актиномицетов на такие факторы городской среды, как подщелачивание и загрязнение почвы ионами свинца, в значительной степени зависит от стадии почвенной сукцессии и наиболее выражена в ранние сроки её развития. Это обстоятельство следует учитывать при выборе сроков почвенного микробиологического обследования.

При одновременном воздействии рассмотренных факторов на мицелиальные прокариоты влияние подщелачивания является определяющим. Смещение рН почвенного раствора в щелочную сторону вызывает в начале сукцессии снижение общей численности актиномицетов, в первую очередь – стрептомицетов, в меньшей степени – олигоспоровых видов. Подщелачивание среды на более поздних этапах сукцессии, напротив, становится фактором, способствующим увеличению численности стрептомицетов и олигоспоровых форм актиномицетов.

Воздействие ионов свинца на варьирование численности актиномицетов в почве, как правило, уступает по силе фактору подщелачивания. В присутствии свинца на первом этапе сукцессии общая численность актиномицетов увеличивается, главным образом, за счёт численности микромоноспор и стрептомицетов. Это может объясняться структурными особенностями клеточной стенки грамположительных бактерий. Отдельные виды мицелиальных прокариот благодаря хелатирующему действию таких компонентов клеточных стенок, как пептидогликан, тейхоевые и тейхуроновые кислоты, экзоцеллюлярные полисахариды, способны не только выживать в условиях загрязнения среды тяжёлыми металлами, но и участвовать в детоксикации поллютантов [12 – 14]. Однако к концу сукцессии под воздействием ионов свинца численность микромоноспоровых, олигоспоровых и полиспоровых (стрептомицетов) представителей актиномицетного комплекса снижается.

Наибольшей диагностической значимостью в отношении факторов городской среды

обладают представители рода *Micromonospora*, изменение численности которых в почве достоверно обусловлено влиянием обоих рассмотренных факторов, а также их взаимодействием как на ранних, так и на поздних этапах сукцессии.

Литература

1. Буймова С.А., Костров В.В. Изменение качества родниковых вод в городах Иваново и Кохма Ивановской области // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 38–42.
2. Трояновская Е.С., Абросимова О.В., Тихомирова Е.И. Оценка состояния почв городских территорий методом комплексного биотестирования // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 2. С. 32–36.
3. Экогеохимия городских ландшафтов/Под ред. Н.С. Касимова. М.: Изд-во МГУ, 1995. 336 с.
4. Артамонова В.С., Бортникова С.Б., Ившина И.Б., Каменских Т.Н., Смирнова Н.В., Шапорина Н.А. Микробные комплексы почв урбанизированных территорий // Сибирский экологический журнал. 2007. № 5. С. 797–808.
5. Марфенина О.Е., Кулько А.Б., Иванова А.Е. Микроскопические грибы во внешней среде города // Микология и фитопатология. 2002. Т. 36. № 4. С. 22–31.
6. Овчинникова Т.А., Прохорова Н.В., Панкратов Т.А. Некоторые микробиологические особенности почвенного покрова города Новокуйбышевска в осенний период // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2010. Т. 19. № 2. С. 83–91.
7. Свистова И.Д., Талалайко Н.Н., Щербаков А.П. Микробиологическая индикация урбаноземов г. Воронежа // Вестник ВГУ. Сер. химия, биология, фармацевтика. 2003. № 2. С. 175–180.
8. Артамонова В.С., Бортникова С.Б., Ившина И.Б., Каменских Т.Н., Смирнова Н.В., Шапорина Н.А. Микробные комплексы почв урбанизированных территорий // Сибирский экологический журнал. 2007. № 5. С. 797–808.
9. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В. Роль почв в городе // Почвоведение. 1997. № 1. С. 16–24.
10. Убугунов В. Л., Кашин В.К. Тяжёлые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ: Улан-Удэ: Изд-во Бурят. науч. центра, 2004. 125 с.
11. Зенова Г.М. Почвенные актиномицеты редких родов. М.: Изд-во МГУ. 2000. 81с.
12. Beveridge T.J. Role cellular design in bacterial metal accumulation and mineralization // Ann. Rev. Microbiol. 1989. V. 43. P. 147–171.
13. Gadd G.M. Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms // Experientia. 1990. V. 46. P. 834–840.
14. Hemida S.K., Omar S.A., Abdel-Mallek A.Y. Microbial populations and enzyme activity in soil treated with heavy metals // Water, Air, and Soil Pollution. 1997. V. 95. № 1–4. P. 13–22.

Редкие растительные сообщества древних озёр Европейского Северо-Востока России

© 2012. Б. Ю. Тетерюк, к.б.н., с.н.с.,

Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: b_teteryuk@ib.komisc.ru

Статья посвящена актуальному вопросу современной экологии – разработке научно обоснованных подходов к сохранению биологического разнообразия растительного покрова на ценоотическом уровне. На примере растительного покрова древних озёр Европейского Северо-Востока России продемонстрирован опыт применения разработанных уфимскими геоботаниками методик для определения природоохранной значимости растительных сообществ. Определены редкие, нуждающиеся в охране растительные сообщества и предложены конкретные меры для организации их охраны.

The article is devoted to the topical issue of modern ecology - development of evidence-based approaches to vegetation biodiversity conservation on cenosis level. By the example of vegetation cover of the ancient lakes of Russian European North-East the experience of applying methods of determining environmental significance of plant communities is shown. These methods are worked out by Ufa geobotanists. Rare plant communities in need of protection are identified and specific measures for their protection are offered.

Ключевые слова: редкие растительные сообщества,
растительность водоёмов, Европейский Северо-Восток России

Keywords: rare plant communities, water bodies vegetation,
the European North-East of Russia

Введение

Современное развитие цивилизации неизбежно сопровождается преобразованием природных комплексов, разрушением естественных ландшафтов, исчезновением многих видов растений и их сообществ. По мере накопления фактического материала о биологии и экологии компонентов естественных экосистем появляется возможность выработать действенные меры их сохранения и рационального использования.

По мере проникновения экологических принципов в область охраны природы и развития системной природоохранной концепции всё острее осознаётся необходимость сохранения не только исчезающих биологических видов, но и уникальных фитоценозов. Принципы выбора растительных сообществ, подлежащих охране, были впервые сформулированы Е. М. Лавренко [1]. Он предложил относить к числу редких и нуждающихся в охране следующие категории сообществ: 1) сообщества, эдификаторы которых являются редкими видами; 2) сообщества на границе ареала; 3) сообщества, уничтоженные на значительной части ареала.

На сегодняшний день не существует единых критериев природоохранной значимости

растительных сообществ. В большинстве опубликованных региональных сводок редких и нуждающихся в охране растительных сообществ [2 – 7] за основу принимается шкала категорий редких видов [8], которая строится на основании двух признаков – редкости сообщества и наличия тенденции к сокращению его ареала. Дополнительно используются такие важные признаки, как видовое разнообразие сообществ, наличие в их составе редких видов, сукцессионный статус (исторический возраст), характер распространения, способность к восстановлению и т. д. Однако, как справедливо считают П. В. Крестов и В. П. Верхолат [6], только признак «ограниченность размеров площади, занимаемой сообществом», то есть узость ареала, соответствует признакам редкости сообщества. Все остальные признаки характеризуют редкие растительные сообщества, относя их к разным классам одного явления.

Материал и методика

Европейский Северо-Восток России в силу особенностей своего климата [9] богат различного рода водоёмами и водотоками [10]. Самыми древними и самыми крупными из числа расположенных здесь озёр являются оз. Донты, Синдор и Ямозеро [11 – 13] (рис.).

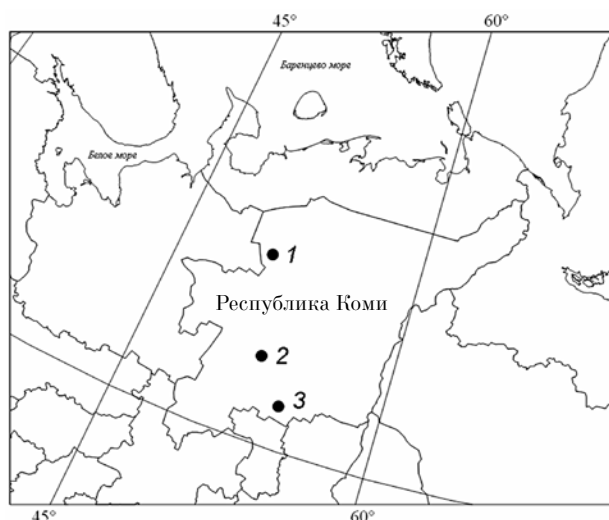


Рисунок. Схема расположения озёр
Цифрами обозначены: 1 – оз. Ямозеро,
2 – оз. Синдор, 3 – оз. Донты

Здесь в период с 1999-го по 2009 г. были проведены гидробиотические исследования, имевшие своей целью установить современное состояние и особенности структуры растительного покрова древнейших водоёмов региона [14, 15]. Методика работ подробно изложена в вышеуказанных публикациях. Название видов приведено согласно сводке С. К. Черепанова [16].

В результате проведённых работ показано, что:

1. Флора сосудистых растений древних озёр Европейского Северо-Востока России насчитывает 110 видов. Из них шесть видов внесены в Красные книги Российской Федерации [17], Архангельской области [18] и Республики Коми [19]: *Isoëtes setacea*, *Scolochloa festucacea*, *Ranunculus lingua*, *Nymphaea candida*, *N. tetragona* и *Sagittaria natans*.

2. Растительность древних озёр Европейского Северо-Востока России представлена 30 ассоциациями и 1 безранговым сообществом из 3 классов эколого-флористической классификации: *Lemnetea* (1 асс.), *Potamogetonetea* (13 асс., 1 сообщ.), *Phragmito Magnocaricetea* (16 асс.).

Для решения поставленных задач были использованы набор ключевых характеристик и шкалы оценки природоохранной значимости растительных сообществ, разработанные сотрудниками лаборатории геоботаники и охраны растительности Института биологии УНЦ РАН (г. Уфа) [20]. Эти методические подходы опробованы ранее на примере лесов Южно-Уральского региона [21, 22], влажных лугов Республики Башкортостан [23], а также на примере травяной растительности в Курской области [24].

На всех этапах определение природоохранной значимости сообществ осуществляется экспертным методом. Первоначально сообщества получают оценку в баллах по шести относительно независимым друг от друга базовым критериям – флористико-фитосоциологическая значимость, редкость, сокращение ареала, способность к самовосстановлению, естественность и обеспеченность охраной. Далее уже на их основе определяются два интегральных показателя, имеющих принципиальное значение для выявления природоохранного статуса растительных сообществ, – категория охраны и опасность исчезновения.

Обсуждение результатов

Результаты оценки ассоциаций растительных сообществ древних озёр Европейского Северо-Востока России, выполненной с использованием вышеуказанных подходов [21 – 25], приведены в таблице 1.

Флористико-фитоценотическая значимость (F) – является обобщённым показателем, на величину которого влияют следующие параметры: наличие редких видов (виды Красных книг, эндемики, реликты, виды на границе ареала), уникальность растительных сообществ (расположение вблизи границы ареала), видовое богатство, сложность структуры (количество структурных уровней – ярусов).

Показатель оценивается по четырёхбалльной шкале: F1 – очень высокая, F2 – высокая, F3 – средняя, F4 – низкая.

Высшую оценку (F1) получили две ассоциации *Lemno-Sagittarietum natantis* и *Scolochloetum festucaceae*. Их ценозообразователи – редкие в регионе виды, а сами сообщества находятся на границе своего ареала. Высокая оценка (F2) присвоена ассоциации *Lemno-Spirodeletum polyrhizae*, сообщества которой находятся на границе ареала, встречаются только в южных районах региона. Среднее значение показателя (F3) у ассоциаций *Potamogeton-Nymphaetum candidae*, *Nupharetum spennerianae*, *Phragmitetum communis* и *Lythretum salicaria*. Первые две из них имеют в качестве ценозообразователей редкие в регионе таксоны, в составе сообществ третьей ассоциации присутствуют виды, внесённые в федеральную (*Isoëtes setacea*) и региональные (*Scolochloa festucaceae* и *Ranunculus lingua*) Красные книги. Для ассоциации *Lythretum salicaria* среднее

Таблица 1

Оценка категории охраны ассоциаций водной и прибрежно-водной растительности древних озёр Европейского Северо-Востока России

Ассоциации \ критерии	Флористико-фитосоциолог. значение	Категория редкости	Естественность	Сокращение ареала	Обеспеченность охраной	Опасность исчезновения	Категория охраны
<i>Lemno-Spirodeletum polyrhizae</i>	F2*	R3	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Potamogetonetum perfoliati</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Potamogetonetum praelongi</i>	F4	R1	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Elodeo-Potamogetonetum alpini</i>	F4	R2	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Potamogetonetum compressi</i>	F4	R2	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Myriophylletum sibirici</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Potamogetono-Ceratophylletum demersi</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Potamogetono-Nupharetum luteae</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Potamogetono-Nupharetum pumilae</i>	F4	R3	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Potamogetono-Nymphaetum candidae</i>	F2	R1	N2	D4	P1	T3	C3
<i>Nupharetum spennerianae</i>	F3	R3	N2	D4	P1	T5	C2
<i>Polygono-Potamogetonetum natantis</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Potamogetono-Polygonetum natantis</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Lemno-Sagittarietum natantis</i>	F1	R1	N2	D4	P0	T3	C1
<i>Phragmitetum communis</i>	F3	R0	N2	D4	P1	T4	C3
<i>Scolochloetum festucaceae</i>	F1	R1	N2	D3	P1	T2	C1
<i>Equisetetum fluviatilis</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Scirpetum lacustris</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Calamagrostietum purpureae</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Lythretum salicaria</i>	F3	R3	N2	D4	P1	T5	C3
<i>Caricetum aquatilis</i>	F4	R0	N3	D4	P1	T4	C4
<i>Carici aquatilis-Comaretum palustris</i>	F4	R2	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Caricetum rostratae</i>	F4	R0	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Caricetum gracilis</i>	F4	R2	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Comaretum palustre</i>	F4	R2	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Menyanthetum trifoliatae</i>	F4	R2	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Hippuridetum vulgaris</i>	F4	R2	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Sagittario-Sparganietum emersi</i>	F3	R2	N2	D4	P1	T4	C4
<i>Eleocharitetum palustris</i>	F4	R2	N2	D4	P1	T4	C4

Примечание: * – пояснение см. в тексте.

значение показателя по причине нахождения её сообществ на северной границе своего распространения. Остальные ассоциации имеют низкую оценку (F4) показателя.

Редкость (R). Этот показатель служит для характеристики распространения растительных сообществ ассоциации и зависит от размера их ареалов, а также от того, насколько

часто в пределах своего ареала они встречаются. На редкость растительного сообщества указывает его спорадическое либо ограниченное распространение в растительном покрове. При составлении региональных списков редких растительных сообществ важным моментом является учёт характера распространения сообществ в регионе.

Шкала имеет следующие градации:
 R0 – широкий ареал, высокая встречаемость, крупный размер фитоценозов;
 R1 – широкий ареал, низкая встречаемость, крупный размер фитоценозов;
 R2 – широкий ареал, высокая встречаемость, мелкий размер фитоценозов;
 R3 – широкий ареал, низкая встречаемость, мелкий размер фитоценозов;
 R4 – узкий ареал, высокая встречаемость, крупный размер фитоценозов;
 R5 – узкий ареал, низкая встречаемость, крупный размер фитоценозов;
 R6 – узкий ареал, высокая встречаемость, мелкий размер фитоценозов;
 R7 – узкий ареал, низкая встречаемость, мелкий размер фитоценозов.

Растительные сообщества водоёмов, как правило, обладают широким ареалом. Ни одна из ассоциаций растительного покрова изученных озёр не получила оценку выше R3. Широким ареалом, но низкой частотой встречаемости в растительном покрове региона обладают *Lemno-Spirodeletum polyrchizae*, *Potamogetono-Nupharetum pumilae*, *Lythretum salicaria*, *Nupharetum spennerianae*, *Lemno-Sagittarium natantis*, *Scolochloetum festucaceae*. Последние три являются регионально редкими и встречаются только в изученных озёрах.

Естественность (N) – показывает степень отклонения сообщества от своего первоначального состояния вследствие воздействия на него антропогенных факторов вплоть до полной деградации, замены его рудеральным растительным сообществом. Оценивается по пятибалльной шкале: N1 – климаксовые сообщества; N2 – естественные неклимаксовые (занимающие различное положение в рядах сукцессионных смен); N3 – традиционно используемые (сенокосные луга); N4 – интенсивно используемые – вторичные сообщества с обеднённым флористическим составом, в котором значительное участие принимают сорные виды; N5 – синантропные сообщества.

В растительном покрове изученных озёр отсутствуют синантропные (N5) и интенсивно используемые (N4) сообщества. Лишь в одном случае (на оз. Донты) имеет место ограниченный выкос водяноосоковых травостоев (асс. *Caricetum aquatilis*). Ей дана оценка (N3). Все остальные ассоциации имеют оценку (N2), поскольку представляют собой естественные неклимаксовые сообщества.

Сокращение площади (D). Служит показателем современного состояния сообществ

ассоциаций и тенденции дальнейшего изменения занимаемой ими территории. Шкала имеет следующие градации: D1 – сокращение площади на 80 % и более, D2 – от 50 до 79 %, D3 – от 30 до 49 %, D4 – менее 30 %.

Установлено сокращение занимаемой площади (D3) для сообществ ассоциации *Scolochloetum festucaceae* на оз. Донты, которые замещаются ценозами ассоциации *Caricetum aquatilis*. Для других ассоциаций уменьшение занимаемой их сообществами площади не отмечено.

Обеспеченность охраной (P). Служит важным показателем, который в совокупности с тенденцией к сокращению ареала позволяет оценить опасность исчезновения сообществ. Обеспеченность охраной оценивается по доле разных сообществ (из всего спектра разнообразия), для сохранения которых уже приняты необходимые меры.

Показатель имеет следующие градации: P0 – не охраняется, P1 – охраняется менее 20% разнообразия сообществ, P2 – охраняется от 21 до 50%, P3 – охраняется от 51 до 70%, P4 – охраняется более 70% разнообразия сообществ.

Из 30 ассоциаций частично (P1) обеспечены охраной 29. Одна ассоциация – *Lemno-Sagittarium natantis* охраной не обеспечена (P0), поскольку акватория оз. Ямозеро, в котором она встречается, не имеет статуса особо охраняемой природной территории.

Опасность исчезновения (T) является важнейшим критерием, по которому оценивается необходимость охраны растительных сообществ. Опасность исчезновения это интегральный показатель, его расчёт производится с учётом: 1) категории редкости; 2) сокращения занимаемой сообществом площади; 3) обеспеченности его охраной и 4) наличия угрожающих его существованию факторов.

Использована следующая шкала: T1 – на грани исчезновения, T2 – исчезающие, T3 – уязвимые, T4 – подверженные меньшему риску, T5 – недостаточно изученные.

Большинству ассоциаций (табл. 1.) исчезновение не угрожает (T4). Под угрозой исчезновения находится одна ассоциация – *Scolochloetum festucaceae* (T1). В регионе её ценозы имеют локальное (как правило, реликтовое) распространение. Опасность исчезновения связана с низкой конкурентоспособностью тростянковых сообществ. При обмелении водоёмов её ценозы легко замещаются водяноосочниками. Уязвимы сообщества ассоциаций *Lemno-Sagittarium natantis* и *Potamogetono*

Nymphaetum candidae (ТЗ), находящиеся в регионе на границе своего распространения, сформированные редкими внесёнными в региональную Красную книгу видами. Ассоциация *Lemno-Sagittarietum natantis* имеет узко локальное распространение в регионе (приурочена к водоёмам с длительной историей существования). Для двух ассоциаций (*Lythretum salicaria* и *Nupharetum spennerianae*) требуется получение дополнительных сведений (Т5).

Категория охраны (С) отражает ценность растительного сообщества как объекта охраны. Является интегральным показателем природоохранного статуса сообществ.

Оценивается на основе следующих характеристик: 1) флористико-фитосоциологическая

значимость; 2) естественность; 3) опасность исчезновения; 4) сокращение занимаемой сообществом площади.

Для оценки категории охраны использована следующая шкала: С1 – высшая, С2 – высокая, С3 – средняя, С4 – низкая.

Высшую категорию охраны (С1) по совокупности всех характеристик имеют две ассоциации – *Scolochloetum festucaceae u Lemno-Sagittarietum natantis*. Одна (*Nupharetum spennerianae*) – высокую категорию (С2). Трём ассоциациям (*Potamogetono Nymphaetum candidae, Phragmitetum communis u Lythretum salicaria*) присвоена средняя (С3) категория. Их состав показан в таблицах 2 и 3. Остальным 25 ассоциациям – низкая (С4) категория.

Таблица 2

Редкие ассоциации класса *Potamogetonetea* Klika in Klika et Novak 1941 в растительном покрове древних озёр

Номер синтаксона	1	2	3
Число описаний	10	6	9
Число видов в синтаксоне	18	7	8
Среднее число видов в описании	7	3	4
Д.в. ассоциаций			
<i>Nymphaea candida</i>	V ²⁻⁵	.	.
<i>Nuphar spenneriana</i>	.	V ³⁻⁵	.
<i>Sagittaria natans</i>	.	.	V ²⁻⁴
Д.в. Potamogetonetea			
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	II ⁺²	III ¹⁻²	V ⁺²
<i>Sparganium emersum f. fluitans</i>	III ¹⁻²	1	IV ⁺²
<i>Potamogeton natans</i>	V ⁺²	IV ⁺²	.
<i>Potamogeton gramineus</i>	II ⁺²	1	.
<i>Nuphar pumila</i>	II	I	.
<i>Nuphar lutea</i>	III ¹⁻³	.	.
<i>Potamogeton compressus</i>	I	.	I
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	.	.	II ¹⁻²
<i>Potamogeton alpinus</i>	.	.	I
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	I	.	.
<i>Persicaria amphibia f. natans</i>	I	.	.
Д. в. Lemnetea			
<i>Ceratophyllum demersum</i>	III ¹⁻³	.	.
<i>Lemna trisulca</i>	I	.	.
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	I	.	.
Д.в. Utricularietea intermedio minoris			
<i>Utricularia vulgaris</i>	1	.	.
Д.в. Phragmito-Magnocaricetea			
<i>Equisetum fluviatile</i>	III ¹⁻²	III ¹⁻²	I
Прочие таксоны			
<i>Sagittaria sagittifolia f. natans</i>	1	.	.
<i>Phragmites australis</i>	1	.	.
<i>Comarum palustre</i>	I	.	.

Примечание. Номер синтаксона: 1 – асс. *Potamogetono-Nymphaetum candidae*; 2 – асс. *Nupharetum spennerianae*; 3 – асс. *Lemno-Sagittarietum natantis*.

Редкие ассоциации класса *Phragmito Magnocaricetea* Klika in Klika et Novak 1941 в растительном покрове древних озёр

Номер синтаксона	1	2	3
Число описаний	14	10	21
Число видов в синтаксоне	19	41	41
Среднее число видов в описании	7	13	7
Д.в. ассоциаций			
<i>Scolochloa festucacea</i>	V ³⁻⁴	I	I
<i>Lythrum salicaria</i>	II ²	V ³⁻⁴	II ¹⁻²
<i>Phragmites australis</i>	.	.	V ²⁻⁵
Д.т. Phragmito-Magnocaricetea			
<i>Equisetum fluviatile</i>	IV ¹⁻²	III ¹⁻²	III ⁺¹
<i>Naumburgia thyrsoiflora</i>	III ¹	III ⁺¹	II ⁺¹
<i>Carex aquatilis</i>	IV ²	III ¹⁻²	II ⁺²
<i>Comarum palustre</i>	III ⁺¹	IV ¹⁻²	II ⁺²
<i>Menyanthes trifoliata</i>	II ⁺²	I	I
<i>Carex rostrata</i>	II ¹⁻²	I	I
<i>Persicaria amphibia</i> f. <i>terrestris</i>	I	I	.
<i>Calamagrostis purpurea</i>	.	II ⁺¹	I
<i>Carex acuta</i>	.	II ¹⁻²	I
<i>Galium palustre</i>	.	IV ⁺¹	I
<i>Carex vesicaria</i>	.	II ¹⁻²	I
<i>Scutellaria galericulata</i>	.	II ⁺¹	I
<i>Phalaroides arundinacea</i>	.	I	I
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	I	I
<i>Eleocharis palustris</i>	I	.	I
<i>Cicuta virosa</i>	II ⁺¹	.	.
Д.т. Potamogetonetea			
<i>Potamogeton natans</i>	I	.	II ¹⁻²
<i>Persicaria amphibia</i> f. <i>natans</i>	I	.	II ⁺²
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	II	.	II ¹⁻²
Д. в. Lemnetea			
<i>Spirodela polyrhiza</i>	II ⁺¹	.	.
<i>Lemna minor</i>	II ⁺¹	.	I
Прочие виды			
<i>Thalictrum simplex</i>	I	II ¹⁻²	1
<i>Caltha palustris</i>	I	III ⁺¹	I
<i>Juncus filiformis</i>	.	III ¹⁻²	I
<i>Mentha arvensis</i>	.	II ¹	II ⁺²
<i>Veronica longifolia</i>	.	I	I
<i>Ranunculus repens</i>	.	III ¹⁻²	.
<i>Filipendula ulmaria</i>	.	II ¹⁻²	.
<i>Frangula alnus</i>	.	II ⁺¹	.
<i>Salix lapponum</i>	.	II ¹	.

Примечание. Номер синтаксона: 1 – acc. *Scolochloetum festucaceae*; 2 – acc. *Lythretum salicaria*; 3 – acc. *Phragmitetum communis*.

Они, как правило, широко распространены в регионе, их сообщества в той или иной степени обеспечены охраной.

С невысоким постоянством отмечены: *Alisma plantago-aquatica* (2 – 1); *Betula nana*

(2 – 1); *Betula pubescens* (2 – 1); *Calamagrostis canescens* (2 – 1); *Carex acuta* × *C. aquatilis* (2 – 1); *Carex cespitosa* (2 – 1); *Carex cinerea* (2 – 1); *Deschampsia cespitosa* (2 – 1); *Ceratophyllum demersum* (3 – 1); *Equisetum sylvaticum* (2 – 1);

Galium boreale (2 – I); *Isoetes setacea* (3 – I); *Hieracium umbellatum* (2 – I); *Hippuris vulgaris* (3 – I); *Hydrocharis morsus-ranae* (3 – I); *Lemna trisulca* (3 – I); *Nuphar pumila* (1 – I); *Nuphar lutea* (3 – I); *Nymphaea candida* (3 – I); *Poa palustris* (2 – I); *Potamogeton compressus* (3 – I); *Potamogeton gramineus* (3 – I); *Ranunculus lingua* (3 – I); *Ranunculus reptans* (3 – I); *Rumex aquaticus* (2 – I); *Sagittaria sagittifolia* (3 – I); *Salix phylicifolia* (2 – I); *Sparganium emersum* (3 – I); *Stellaria palustris* (2 – I); *Utricularia vulgaris* (3 – I); *Vicia sepium* (2 – I).

Заключение

Таким образом, из 30 ассоциаций, слагающих растительный покров древних озёр Европейского Северо-Востока России, девять находятся на границе своего распространения (как правило, северной). Сообщества шести ассоциаций (*Scolochloetum festucaceae*, *Lemno-Sagittarietum natantis*, *Nupharetum spennerianae*, *Potamogetono-Nymphaeetum candidae*, *Phragmitetum communis* и *Lythretum salicariae*), присутствующих в растительном покрове древних озёр, нуждаются в особой охране. Из них ценозы ассоциации *Scolochloetum festucaceae* – под угрозой исчезновения, а *Lemno-Sagittarietum natantis* и *Potamogetono-Nymphaeetum candidae* – уязвимые, поскольку находятся в регионе на границе своего распространения.

Для сохранения редких растительных сообществ необходимо включить акваторию оз. Донты в состав одноимённого болотного заказника с изменением его статуса в комплексный заказник, а на оз. Ямозеро необходимо организовать памятник природы с включением в него акватории озера с участками массового произрастания редких видов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №10-04-01562-а).

Литература

1. Лавренко Е.М. Об охране ботанических объектов в СССР // Вопросы охраны ботанических объектов. Л. 1971. С. 6–13.
2. Зелёная книга Украинской ССР. Киев. 1987. 216 с.
3. Бальявичене Ю. Синтаксономо-фитогеографическая структура растительности Литвы. Вильнюс. 1991. 220 с.
4. Бойков Т.Г. Редкие растения и фитоценозы Забайкалья: Биология, эколого-географические аспекты и охрана. Новосибирск. 1999. 265 с.

5. Зелёная книга Сибири. Редкие и нуждающиеся в охране растительные сообщества. Новосибирск. 1996. 396 с.
6. Крестов П.В., Верхолат В.П. Редкие растительные сообщества Приморья и Приамурья. Владивосток. 2003. 200 с.
7. Зелёная книга Самарской области: редкие и охраняемые растительные сообщества / Под ред. Г.С. Розенберга, С.В. Саксонова. Самара. 2006. 201 с.
8. IUCN Red List Categories. IUCN, Gland, Switzerland, 1994. 22 p.
9. Алисов Б. П. Климат СССР. М. 1956. 128 с.
10. Атлас по климату и гидрологии Республики Коми. М. 1997. 416 с.
11. Зверева О.С. Древнее озеро Донты в долине Вычегды // Изв. Коми фил. ВГО. 1965. Вып. 10. С.80–92.
12. Буров Г.М. Древний Синдор. М. 1967. 220 с.
13. Henriksen M., Mangerud J., Matiouchkov A., Murgau A.S., Paus A., Svendsen J.I. Intriguing climatic shifts in a 90 kyr old lake record from northern Russia // Boreas. 2008. V. 37. P. 20–37.
14. Тетерюк Б.Ю. Водная и прибрежно-водная растительность озера Донты (Республика Коми) // Растительность России. СПб. 2008. № 12. С. 53–73
15. Тетерюк Б.Ю., Соломещ А. И. Синтаксономия водной и прибрежно-водной растительности озера Синдор (Республика Коми) // Растительность России. СПб. 2003. № 4. С. 78–89.
16. Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб. 1995. 992 с.
17. Красная книга Российской Федерации (Растения и грибы). М. 2008. 856 с.
18. Красная книга Архангельской области. Архангельск. 2008. 351 с.
19. Красная книга Республики Коми. Сыктывкар. 2009. 792 с.
19. Solomeshch A., Mirkin B., Ermakov N., Ishbirdin A., Golub V., Saitov M., Zhuravliova S. & Rodwell J. Red Data Book of Plant Communities in the former USSR. Lancaster: Lancaster University, LA 1 4YO, UK. 1997. 69 p.
20. Мартыненко В.Б. Синтаксономия лесов Южного Урала как теоретическая основа развития системы их охраны: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Уфа. 2009. 48 с.
21. Мартыненко В.Б., Миркин Б.М. Оценка природоохранной значимости лесов Южно-Уральского региона // Аграрная Россия. 2009. Специальный выпуск. С. 184–185.
22. Григорьев И.Н., Соломещ А.И., Алимбекова Л.М., Онищенко Л.И. Влажные луга Республики Башкортостан: синтаксономия и вопросы охраны / Под ред. Б.М. Миркина. Уфа. 2002. 157 с.
23. Аверинова Е.А. Травяная растительность бассейна реки Сейм (в пределах Курской области). Брянск. 2010. 351 с.
24. Журавлёва С.Е. Синтаксономическое обоснование выбора охраняемых растительных сообществ (на примере некоторых сообществ Республики Башкортостан): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа. 1999. 16 с.

Токсичность почв городов Ростовской области

© 2012. М. А. Сазыкина, к.б.н., зав. лабораторией, Е. М. Новикова, м.н.с.,
З. С. Кхатаб, аспирант, В. А. Чистяков, к.б.н., зав. лабораторией,
И. С. Сазыкин, н.с., Г. В. Омельченко, м.н.с.,
Научно-исследовательский институт Южного федерального университета,
e-mail: submarinas@list.ru, levii4atelena@mail.ru

Приведены данные по токсичности почв городов Ростовской области, полученные с использованием бактериальных lux-биосенсоров. Анализ полученных результатов позволил идентифицировать районы, подверженные максимальному токсикологическому прессингу. Показано, что использование системы тестов на основе lux-биосенсоров даёт возможность получения объективной информации о качестве окружающей среды.

The data on genotoxicity of Rostov region soils received with usage of bacterial lux-biosensors are given. The analysis of the received results allowed identifying the areas exposed to the maximum toxicological pressure. It is shown that usage of a system of tests based on lux-biosensors gives the possibility to receive objective information about the condition of ecosystems.

Ключевые слова: lux-биосенсоры, генотоксичность, токсичность, биотестирование, загрязнение, ртуть, мышьяк

Keywords: lux-biosensors, genotoxicity, toxicity, biotesting, pollution, mercury, arsenic

Ростовская область входит в зону территорий с высоким процентом земель сельскохозяйственного назначения, земель промышленности и иного специального назначения, высокой плотностью населённых пунктов [1]. Её земельный фонд составил на 1 января 2010 года 10096,7 тыс. га. На территории области практически не осталось земель, которые не испытывали бы антропогенное воздействие. Сократились площади наиболее ценных почв, уменьшился уровень плодородия всего почвенного покрова.

Поддержание биопродуктивности почвенных ресурсов в условиях активного развития сельскохозяйственного производства, промышленности и урбанизации возможно только при хорошо налаженном экотоксикологическом контроле.

Ввиду многообразия антропогенных поллютантов, сложности и динамичности реакций их трансформации в экосистемах растут требования к тест-системам, используемым для мониторинга загрязнения. Достичь высокой экспрессности и производительности в тестировании качества природной среды позволяет использование биолюминесцентных бактерий [2 – 4]. Такие тест-системы удобны для оценки загрязнения окружающей среды генотоксинами, тяжёлыми металлами, металлоидами, нитратами, сульфонатами и т. д. [5, 6].

Высокая чувствительность и экономичность биолюминесцентных тестов позволяет

достичь высокой производительности тестирования, использовать для первичного скрининга большие массивы природных образцов с целью выделения групп для последующего химического анализа.

Задачей нашей работы было определение токсичности почв урбанизированных территорий Ростовской области с использованием люминесцентных биосенсоров.

Материалы и методы

Материалом проведённых исследований служили 5 образцов почв, отобранных в сентябре 2010 г. в городах Ростовской области с различными источниками загрязнения; 9 образцов почв, отобранных в октябре 2010 г. в г. Ростове-на-Дону в районах с разным уровнем антропогенной нагрузки.

Отбор проб почвы был проведён с глубины 0–25 см методом «конверта» в 5 повторностях [7, 8].

По 1000 г каждой пробы упаковывали в химически чистую посуду и доставляли в лабораторию.

Навески почв массой 20 г помещали в коническую колбу Эрленмейера с притертой крышкой, добавляли 20 мл 1% раствора TWEEN-80 в 96% этаноле и экстрагировали в течение 60 минут на качалке ES-20 («Biosan», Латвия) при 100 об/мин при комнатной тем-

пературе. Затем экстракты фильтровали через обеззоленный бумажный фильтр «синяя лента», 50 мкл экстракта использовали для тестирования генотоксичности.

В качестве тест-системы для определения генотоксичности была использована модификация SOS-lux теста [9]. Репортёром SOS-ответа служил lux-оперон. Использовали штамм *E. coli* C600, трансформированный плазмидой pPLS-1, в которой оперон билюминесценции находится под контролем SOS-промотора [10]. Для контроля эффектов, не связанных с SOS-индукцией, использовали штамм *E. coli* C600 (pPBA-5), lux-оперон которого находится под контролем конститутивного промотора.

Для контроля присутствия в почве прооксидантов использовались штаммы *E. coli* MG1655 (pKatG-lux) и *E. coli* MG 1655 (pSoxS-lux). Биосенсоры применяются для детекции ответа на окислительный стресс, вызываемый появлением в среде перекиси водорода и супероксид-аниона соответственно. Штамм *E. coli* MG1655 (pMerR-lux) использовался для обнаружения ртути, а штамм *E. coli* MG1655 (pArsR-lux) – для детекции мышьяка. Штаммы были любезно предоставлены И.В. Мануховым (ФГУП «ГосНИИГенетика»).

Бактерии растили в бульоне Луриа-Бертани (LB), содержащем 100 мкг/мл ампициллина, с аэрацией при 30 °С. Ночную культуру разводили до концентрации 10^7 клеток/мл в бульоне LB и подращивали при 30 °С в течение двух часов. Затем аликвоты культуры по 190 мкл переносили в лунки 96-луночного планшета, часть которых служила контролем (в них добавляли 10 мкл 1% раствора TWEEN-80 в 96% этаноле), а в другие вносили по 10 мкл исследуемого экстракта почв. В вариантах с метаболической активацией (обозначаемой в таблицах 1, 2 как «+S9») в лунки вносили по 180 мкл культуры, 10 мкл исследуемого экстракта (в контрольном варианте – 10 мкл 1% раствора TWEEN-80 («Amresco») в 96 % этаноле и 10 мкл активирующей смеси, содержащей фракцию S9 микросомных ферментов печени крыс («Moltox»).

Приготовленные таким образом лунки с клетками lux-биосенсора помещали в микропланшетный люминометр LM-01T («Immunotech») и через определенные интервалы времени измеряли интенсивность билюминесценции клеточной суспензии. Инкубацию проб проводили при температуре 30 °С. Мерой токсичности служил фактор индукции (I), который определяли как отношение интенсивно-

сти свечения суспензии SOS-lux штамма, содержащей тестируемое соединение (I_c), к интенсивности свечения контрольной суспензии SOS-lux штамма (I_k):

$$I = I_c / I_k \quad (1)$$

Мерой генотоксичности при использовании в качестве тест-системы модифицированного SOS-lux теста служил фактор индукции (I'), который рассчитывали по формуле:

$$I' = I / K, \quad (2)$$

где I – фактор индукции, K – коэффициент подавления.

Коэффициент подавления свечения вычисляли по формуле:

$$K = I_c / I_k, \quad (3)$$

где I_c – интенсивность свечения суспензии lux-штамма в присутствии тестируемого соединения; I_k – интенсивность свечения контрольной суспензии.

Достоверность отличия билюминесценции в опыте от контрольной величины оценивали по t-критерию [11].

Вывод о токсичности пробы делали при $p < 0,05$. Если при достоверном отличии опыта от контроля значения фактора индукции были меньше 2, обнаруженный генотоксический эффект оценивали как «слабый»; если они лежали в диапазоне от 2 до 10 – как «средний», а при превышении 10 – как «сильный».

Количества ртути и мышьяка, способные индуцировать эквивалентный ответ биосенсора, оценивали в соответствии с градуировочными графиками [3].

Все эксперименты проводили в трёх-пяти независимых повторностях.

Результаты и их обсуждение

Результаты тестирования проб почв с использованием бактериальных lux-биосенсоров представлены в таблицах 1 и 2.

Билюминесцентный ответ биосенсора *E. coli* C600 (pPLS-1), реагирующего на наличие ДНК-тропных веществ, показал наличие прямых мутагенов во всех исследованных пробах почв, отобранных в городах Ростовской области. Был зафиксирован генотоксический эффект как слабой, так и средней силы (табл. 1).

Наличие веществ промутагенной природы удалось выявить во всех образцах почвы,

РЕГИОНАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

за исключением образца с территории ТЭЦ г. Шахты.

В экстракте почвы № 2, отобранной в районе ГРЭС в г. Новочеркасске, зарегистрирована самая большая величина генотоксического эффекта (фактор индукции 4,47 ед.).

Город Новочеркасск является одним из наиболее крупных индустриальных центров Ростовской области и в то же время одним из наиболее неблагоприятных в экологиче-

ском отношении городов области и Юга России в целом. В структуре промышленности г. Новочеркасска преобладают предприятия химической, энергетической, машиностроительной и строительной промышленности. Ежегодно в г. Новочеркасске образуется порядка 1000 тыс. т промышленных и 60 тыс. т твердых бытовых отходов [1].

Основным загрязнителем в городе, а также на территории области, является Ново-

Таблица 1

Токсичность образцов почвы, отобранной в городах Ростовской области

№	Место отбора почвы	Фактор индукции, I					
		<i>E. coli</i> C600 (pPLS-1)		<i>E. coli</i> MG1655 (pSoxS-lux)	<i>E. coli</i> MG1655 (pKatG-lux)	<i>E. coli</i> MG1655 (pMerR-lux)	<i>E. coli</i> MG1655 (pArsR-lux)
		- S9	+ S9				
1.	г. Волгодонск, АЭС (3-км зона)	1,90*	1,55*	1,36	1,93*	1,33	1,23
2.	г. Новочеркасск, ГРЭС (2-км зона)	4,47*	1,87*	1,76*	2,41*	1,42	1,43
3.	г. Шахты, территория ТЭЦ	2,05*	1,22	1,46	1,80*	1,52*	1,09
4.	г. Новошахтинск, зона терриконов	3,63*	2,47*	1,68*	1,75*	1,42	1,11
5.	г. Новошахтинск, территория города	2,48*	3,18*	2,03*	1,89*	1,29	1,56*

Примечание: * – отличия от контроля статистически значимы при $p < 0,05$.

Таблица 2

Токсичность образцов почвы, отобранной в различных районах г. Ростова-на-Дону (2010 г.)

№	Место отбора почвы	Фактор индукции, I					
		<i>E. coli</i> C600 (pPLS-1)		<i>E. coli</i> MG1655 (pSoxS-lux)	<i>E. coli</i> MG1655 (pKatG-lux)	<i>E. coli</i> MG1655 (pMerR-lux)	<i>E. coli</i> MG1655 (pArsR-lux)
		- S9	+ S9				
1.	Ботанический сад	2,00*	1,16	1,91*	1,78*	1,02	1,16
2.	Район ж/д вокзала (ул. Сиверса)	1,95*	1,05	1,49*	1,61*	1,05	1,34
3.	Район аэропорта, (ул. Шолохова)	3,22*	1,14	1,72*	1,96*	1,08	1,17
4.	Район ТЭЦ-2 (2-я Краснодарская ул.)	5,47*	1,10	1,93*	1,75*	1,08	1,34
5.	Каменка, в районе р. Темерник	1,81*	1,21	1,79*	1,85*	1,05	1,54*
6.	Западный микрорайон, пр. Стачки	0,60	1,22	1,56*	1,94*	1,07	2,00*
7.	Район ТЭЦ-2 (Таганрогское шоссе)	2,25*	1,64*	2,01*	2,04*	0,90	1,28
8.	Центр (пр. Буденновский)	2,20*	1,34	6,98*	2,52*	1,11	3,59*
9.	Змиевская балка	4,06*	0,99	2,18*	2,66*	1,07	1,30

Примечание: * – отличия от контроля статистически значимы при $p < 0,05$.

черкасская ГРЭС (I класс опасности). На её долю приходится 52% от общего количества выбросов в городе стационарными источниками [12]. От этого предприятия в атмосферу в основном поступают оксиды азота, диоксид серы, оксид углерода, зола.

Генотоксичность почв, выявленная в районе крупнейшего источника загрязнения области ОАО «Новочеркасская ГРЭС», по всей видимости, является результатом её выбросов.

Обнаруженные генотоксические эффекты в почвах других городов, скорее всего, также объясняются высокой концентрацией промышленных предприятий в данных районах. Так, в г. Новошахтинск и г. Шахты постоянными экологически опасными объектами загрязнения окружающей среды являются расположенные на территории города породные отвалы (терриконы) угольных шахт. Негорящие породные отвалы выделяют пылевые твёрдые частицы (зола). Горящие отвалы, кроме твёрдых частиц, выбрасывают оксид углерода, оксиды азота, диоксид серы, сероводород и другие вредные загрязнители. В г. Волгодонске основными источниками загрязнения атмосферного воздуха являются такие отрасли промышленности, как химическая, электроэнергетическая, деревообрабатывающая, пищевая, автотранспортный комплекс.

Из данных, представленных в таблице 2, видно, что в экстрактах почв г. Ростова-на-Дону преобладают прямые мутагены – они зафиксированы во всех пробах (89%), кроме шестой.

Присутствие веществ промутагенной природы отмечено лишь в одной пробе № 7 (11%). В экстракте почвы № 6 генотоксичный эффект, по всей видимости, не выявлен ввиду её высокой интегральной токсичности (данные по токсичности не приводятся). Полученные эффекты, вероятно, обусловлены индустриальным загрязнением г. Ростова-на-Дону. Основными загрязнителями территории города являются автотранспорт, предприятия теплоэнергетики, машиностроения и стройиндустрии, а также суда воздушного транспорта.

Самый высокий генотоксический эффект (величина фактора индукции составила 5,47 ед.) выявлен в пробе почвы № 4, которая была отобрана в районе Ростовской ТЭЦ-2. Известно, что энергетика является одной из самых загрязняющих отраслей народного хозяйства, а ТЭЦ – главные загрязнители атмосферы твёрдыми частицами золы, оксидами азота, другими веществами, оказывающими вредное воздействие на здоровье людей, а также

углекислым газом, способствующим возникновению «парникового эффекта».

Вещества, вызывающие окислительный стресс, зафиксированы в трёх пробах (60%) почв городов Ростовской области при тестировании с помощью штамма *E. coli* MG1655 (pSoxS-lux), и во всех пробах почв – с помощью биосенсора *E. coli* MG1655 (pKatG-lux) (табл. 1).

Данные, представленные в таблице 2, свидетельствуют о наличии прооксидантов во всех исследованных экстрактах почв г. Ростова-на-Дону. Самый большой эффект зафиксирован при помощи биосенсора *E. coli* MG1655 (pSoxS-lux) в центре города в районе пр. Будёновский (величина фактора индукции составила 6,98 ед.). Пр. Будёновский – одна из самых оживлённых автотрасс города. В составе отработавших газов автомобильных двигателей внутреннего сгорания содержатся сотни вредных компонентов, среди которых наиболее существенными являются оксид углерода, углеводороды, оксиды азота, альдегиды и др. Оксиды азота, например, в результате фотохимических реакций с другими органическими веществами выхлопных газов, образуют свободные радикалы, пероксиды и другие соединения, вызывающие окислительный стресс.

Содержание мышьяка и ртути, дающих высокий статистически значимый эффект, ни в одной из исследованных проб не обнаружено (табл. 1, 2).

Самый большой коэффициент индукции биолюминесценции биосенсора *E. coli* MG1655 (pMerR-lux), зафиксированный в экстрактах почв, составил 1,52 ед. Этот фактор индукции соответствует концентрациям ртути менее 0,0002 мг/л (10^{-9} моль/л). Так как биосенсор *E. coli* MG1655 (pMerR-lux) достаточно высокоспецифичен, чувствительность к ртути на несколько порядков выше, чем к кадмию, поэтому при оценке качества природных образцов ответ штамма расценивался как реакция на присутствие солей ртути.

Максимальный коэффициент индукции *E. coli* MG1655 (pArsR-lux) сенсора составил 3,59 ед. (этот фактор индукции соответствует концентрациям мышьяка менее 0,00075 мг/л (10^{-8} моль/л)). Учитывая тот факт, что в большинстве своём фоновое содержание мышьяка в почвах составляет сотые доли миллиграмма на килограмм почвы, обнаруженные нами концентрации не представляют опасности.

Следует отметить, что если в области контроля и охраны атмосферного воздуха и природных вод разработаны методы анализа и

ПДК для довольно большого числа веществ и элементов, то в области мониторинга и охраны почв выявление уровня токсичности тяжёлых металлов затруднено. Для почв с разными механическими составами и содержанием органического вещества этот уровень будет неодинаков. В настоящее время ПДК для ртути составляет 2,1 мг/кг, для мышьяка – 2,0 мг/кг [13]. Для кадмия предложен ОДК, равный 0,5–2,0 мг/кг [14].

В исследованных нами образцах почв содержание ртути и мышьяка, как отмечено выше, невелико. Возможно, благодаря тому факту, что именно почвенный покров в конечном итоге принимает на себя давление потока промышленных и коммунальных выбросов и отходов, выполняя важнейшую роль буфера и детоксиканта. Тяжёлые металлы, фтор, оксиды азота и серы в первоначальном или преобразованном виде интенсивно связываются минеральными и органическими веществами почвы, что резко снижает их доступность, и соответственно общий уровень токсичности. Сопротивляемость почв химическому загрязнению также зависит от их гранулометрического состава, содержания гумуса, ёмкости поглощения, водного режима, водопроницаемости, преобладания нисходящих или восходящих токов влаги и т.п. [15].

Возможно, в исследованных образцах почв преобладают другие металлы. Известно, что для каждого города характерен определённый набор доминантов-загрязнителей. Эти элементы определяют «геохимический фон города» и соответственно уровень загрязнения окружающей среды. К примеру, Ростов-на-Дону — это «хромово-свинцово-цинковый» город, г. Каменск-Шахтинский — «цинково-свинцово-ванадиево-хромовый» с высоким уровнем загрязнения. Для других городов области характерен слабый или средний уровень загрязнения. По доминантам-загрязнителям г. Шахты – «хромово-свинцово-медный», Зверево, Гуково, Донецк, Новшахтинск – «свинцово-медные» города, Красный Сулин и Морозовск — «медно-свинцово-цинковые» города [16].

Таким образом, в результате проведённого тестирования с помощью серии lux-биосенсоров, можно сказать, что по уровню загрязнения пробы почвы далеко не однородны. Наиболее загрязнённой можно считать почву, отобранную в районе ГРЭС (2-км зона) в г. Новочеркасске, и пробы № 4 и 8, отобранные в г. Ростове-на-Дону в районе ТЭЦ-2 и в центральном районе (пр. Буденновский) соответственно.

Заключение

Вариант биотестирования на основе бактериальных lux-биосенсоров, использованный в данной работе, продемонстрировал возможность оперативно оценивать токсичность почвы как основного компонента экосистем.

С помощью серии бактериальных lux-биосенсоров, позволяющих достичь оптимального сочетания экспрессности, чувствительности и трудоёмкости, был проведён первичный анализ содержания токсинов различной природы в образцах почв урбанизированных территорий Ростовской области.

В ряде проб было зарегистрировано наличие ДНК-тропных соединений, а также веществ, вызывающих состояние окислительного стресса.

Полученные результаты показали, что тесты на основе биолюминесцентных бактерий являются достаточно информативными в отношении загрязнения почв токсикантами различной природы, а также дают возможность идентифицировать тип загрязнителя. Более того, их использование позволяет оптимизировать стратегию экологического мониторинга. В частности, оно даёт возможность целенаправленно отбирать пробы для проведения химического анализа, и других, более сложных в исполнении биотестов, что особенно ценно при работе в районах чрезвычайных экологических ситуаций.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и образования РФ (проект по аналитической ведомственной целевой программе «Развитие научного потенциала высшей школы (2009-2011 годы)», грант № 2.1.1/5028).

Литература

1. Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2009 году» / Под ред. Назарова С.М., Скрипки Г.И., Паращенко М.В. Ростов н/Д: «Синтез технологий», 2010. 372 с.
2. Heinlaan M., Kahru A., Kasemets K., Kurvet I., Waterlot C., Sepp K., Dubourguier H.C., Douay F. Rapid screening for soil ecotoxicity with a battery of luminescent bacteria tests // Altern. Lab. Anim. 2007. V. 35. № 1. P. 101–110.
3. Сазыкина М.А., Чистяков В.А., Сазыкин И.С., Лагутова Л.П., Новикова Е.М., Латышев А.В. Использование бактериального lux-биосенсора для детекции загрязнения природных вод ртутью // Вода: Химия и Экология. 2010. № 5. С. 24–29.

4. Цыбульский И.Е., Сазыкина М.А. Новые биосенсоры для мониторинга токсичности среды на основе морских люминесцентных бактерий // Прикладная биохимия и микробиология. 2010. Т. 46. № 5. С. 1–6.
5. Alkorta I., Epelde L., Mijangos I., Amezaga I., Garbisu C. Bioluminescent bacterial biosensors for the assessment of metal toxicity and bioavailability in soils // *Rev. Environ. Health*. 2006. V. 21. № 2. P. 139–152.
6. Su L., Jia W., Hou C., Lei Y. Microbial biosensors: a review // *Biosens. Bioelectron*. 2011. V. 26. P. 1788–1799.
7. ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб почвы для химического, бактериологического и гельминтологического анализа.
8. ГОСТ 17.4.3.01–83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб.
9. Пат. 2179581. Российская Федерация, МПК C12Q1/02, C12Q1/66. Способ определения генотоксичности химических веществ / Сазыкина М.А., Чистяков В.А., Воинова Н.В.; заявитель и патентообладатель Государственное унитарное предприятие Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства. № 2000118945/13; заявл. 2000.07.17; опубл. 2002.02.20. Бюл. № 5. 5 с.: табл. 2.
10. Ptitsyn L.R., Horneck G., Komova O., Kozubek S., Krasavin E.A., Bonev M., Rettberg P. A biosensor for environmental genotoxin screening based on an SOS lux assay in recombinant *Escherichia coli* cells // *Appl. Environ. Microbiol.* 1997. V. 63. № 11. P. 4377–4384.
11. Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1990. 352 с.
12. Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2007 году» / Под ред. С.М. Назарова, Г.И. Скрипки, М.В.Паращенко Ростов н/Д: «Синтез технологий», 2008. 372 с.
13. ГН 2.1.7.2041-06. Гигиенические нормативы. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.
14. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве
15. Лозановская И.Н., Орлов Д.С., Садовникова Л.К. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 1998. 287 с.
16. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Ростовской области в 1998 году» / Под ред. В.А. Литвинова, В.Н. Агеева, В.М. Паращенко Ростов н/Д.: «АУФ», 1999. 274 с.

Динамика годичного радиального роста старовозрастных деревьев сосны обыкновенной на Кольском полуострове (пос. Умба)

© 2012. О. А. Гончарова¹, н.с., к.б.н., А. В. Кузьмин², д.б.н., зав. кафедрой,
Е. Ю. Полоскова¹, к.б.н., зам. директора,

¹ Полярно-альпийский ботанический сад-институт Кольского научного центра РАН,

² Великолукская государственная сельскохозяйственная академия,
e-mail: goncharovaoa@mail.ru, agro@mart.ru, poloskova_eu@mail.ru

Исследовали долговременные и возрастные тренды в динамике годичного радиального прироста у деревьев *Pinus sylvestris* L., произрастающих в южном секторе Кольского полуострова. При анализе дендрохронологических рядов использовали метод экологической реконструкции ростового процесса для удаления возрастного тренда. Определены статистически достоверные долговременные и возрастные тенденции к снижению ширины годичного кольца и повышению устойчивости для обследованной группы растений.

We investigated the long-term and age trends in the dynamics of annual radial increment of *Pinus sylvestris* L., growing in the southern sector of the Kola Peninsula. In the analysis of dendrochronological series, the method of environmental reconstruction of the growth process for removing the age trend was used. Statistically significant long-term and age trends to reduce the width of annual rings and to increase stability for the studied group of plants were identified.

Ключевые слова: годичный радиальный прирост, сосна обыкновенная, долговременная динамика радиального роста, возрастная динамика радиального роста.

Keywords: annual radial growth, *Pinus sylvestris* L.
long-term dynamics of annual radial growth, age dynamics of radial growth

Породная структура лесов России характеризуется преобладанием хвойных лесов, на долю которых приходится 70,2% лесопокрытой площади, из них 16% занимают сосняки [1]. Настоящее исследование проведено на Кольском полуострове, где лесные сообщества находятся на северном пределе распространения. Они являются наиболее северными в европейской части России. Лесные экосистемы Кольского полуострова находясь на северном пределе распространения, чувствительны к сложным природно-климатическим условиям, антропогенным воздействиям, и дополнительное воздействие биотических и абиотических стрессовых факторов может привести к их повреждению.

Радиальный прирост деревьев – комплексный показатель, позволяющий проследить изменение их состояния в течение всей жизни и учесть климатическую составляющую. При анализе динамики состояния лесных экосистем нельзя обойтись без достоверной оценки этого показателя. В силу высокой информативности дендрохронологических данных особую актуальность имеют исследования долговременной динамики годичного радиального прироста в условиях изменения климата. В настоящее время сотрудниками Полярно-альпийского ботанического сада-института наиболее изучен вопрос

о реакции годичного прироста древесных организмов на климатические факторы [2]. Однако сама по себе дендроклиматическая информация не позволяет выявлять изменения в структуре самих экосистем и популяций. Для выявления изменений в структуре лесных экосистем необходимо параллельно изучать динамику дендрохронологических рядов. Исаев А. С., Коровин Г. Н. [1] отмечают, что динамика возрастной структуры лесов России характеризуется постепенным снижением площадей и запасов насаждений старшей возрастной группы. Дендрохронологические исследования старовозрастных лесов на пределе распространения являются своевременными и актуальными.

Исследования проводились на территории Мурманской области (Кольский полуостров). Рассматриваемая лесная система находится в Терском районе на расстоянии, не превышающим 10 км от поселка Умба (66,42° с. ш.; 34,2° з. д.). Район является одним из самых чистых в отношении промышленного загрязнения. В пределах Терского берега сосредоточены местообитания многих редких видов растений и животных Мурманской области, видов Красных книг разного ранга, в том числе присутствуют виды, отмеченные в пределах области только здесь. Климат Терского района, так же как и всей Мурман-

ской области, относится к субарктическому, но заметно теплее и мягче, чем на этих же широтах в восточных регионах Евразии. Абсолютный минимум температуры в январе – феврале достигает -40°C , а абсолютный максимум июля $+32^{\circ}\text{C}$. В сравнении с Баренцевоморским побережьем в этих местах лето теплее, а зима холоднее. За год выпадает в среднем около 500 мм осадков. Средняя годовая температура около 0°C , средняя годовая относительная влажность воздуха 80–85% [3].

Общая характеристика экспериментальной площади описывается следующими параметрами. Рельеф площади ровный. Тип леса: лишайниково-вороничный. Состав древостоя: 10С+ед.Б. Подрост: сосна немногочисленно. Травяно-кустарничковый ярус разрежен, преобладает вороника. Лишайниковый покров из *Cladina arbuscula*, *C. stellaris*, *Cetraria islandica*.

Всего обследовано 21 растение в возрасте от 305 до 417 лет. Средний возраст обследованных деревьев – 372 года. С каждого дерева были взяты образцы древесных кернов буровом Пресслера на высоте 1,3 м, сверление проводилось до сердцевины. Измерение кернов проводилось с использованием автоматизированной системы телеметрического анализа древесных кернов с точностью до 0,01 мм [4]. Полученные дендрохронологические ряды с целью поиска возможных ошибок были подвергнуты перекрестной датировке, что позволило определить пары колец, образовавшихся в один календарный год на разных деревьях, выявить выпавшие и ложные кольца.

Задача настоящей работы – проанализировать особенности долговременной динамики радиального прироста сосны обыкновенной на Кольском полуострове на основе объективных количественных показателей. В качестве оценочных критериев использовали среднюю ширину годичного кольца, коэффициент чувствительности по Шиятову С. Г. [5], индекс стресса по Арефьеву С. П. [6].

Коэффициент чувствительности используется для характеристики годичных колебаний прироста [5]. Полученные нами дендрохронологические ряды обладают невысоким коэффициентом чувствительности (менее 0,2), поэтому дополнительно определяли индекс стресса по Арефьеву С. П. [6]. Биологический смысл данного показателя – реакция на действие депрессирующего фактора, проявляющаяся в резком уменьшении или увеличении прироста. Индекс стресса, соответствующий устойчивому состоянию дерева, близок к нулю по модулю, возрастающая при неустойчивом состоянии. Временной

ряд индексов стресса является относительно однородным. В используемом показателе уже заложена норма (нулевое значение, соответствующее наибольшей устойчивости). Повышенный уровень индекса стресса наблюдается в пессимальных условиях.

В основу анализа положены данные о годичной динамике ширины годичного радиального прироста (ГРП) сосны обыкновенной. При анализе тенденций радиального роста во времени (долговременных тенденций) применялись методы регрессионного анализа [7]. Под трендом понимали некое устойчивое, систематическое изменение в течение длительного периода [8].

Поскольку при оценке индекса стресса учитывается отклонение от нулевого значения, то в работе использовали не вычисленные величины показателя, а значения по модулю. Отрицательные / положительные величины индекса стресса характеризуют этапы снижения / увеличения ширины годичного радиального прироста, что также является важным при анализе динамики радиального роста.

При анализе данных о годичном радиальном приросте встаёт проблема удаления возрастного тренда. Для решения данного вопроса использовали метод экологической реконструкции ростового процесса по Алексею А. С. [9]. Метод заключается в группировании данных о ГРП, образовавшихся на разных деревьях по возрастным группам с учётом календарного года их отложения. В этом случае возможно сравнение радиального прироста, образовавшегося на деревьях одного возраста, но в разные календарные годы. Это даёт возможность удалить из анализа влияние на динамику ГРП такого важного фактора, как возраст. В результате выявленный тренд обусловлен совокупностью факторов внешней среды. Указанный метод использовали при исследовании долговременной динамики радиального роста. Динамику изменений ширины ГРП у выделенных возрастных групп анализировали по 10-летним интервалам: с 1571-го по 1990 г.

Данные о ГРП, образовавшихся в разные календарные годы у обследованных деревьев, группировались и анализировались по возрастным группам: 0–20, ...401–420 лет, всего выделена 21 возрастная группа. Распределение ГРП по возрастным группам следующее: от 0–20 лет до 281–300 лет – по 420 слоев, 301–320 лет – 391, 321–340 лет – 374, 341–360 лет – 339, 361–380 лет – 260, 381–400 лет – 130, 401–420 лет – 18. Всего проанализировано 7812 годичных колец.

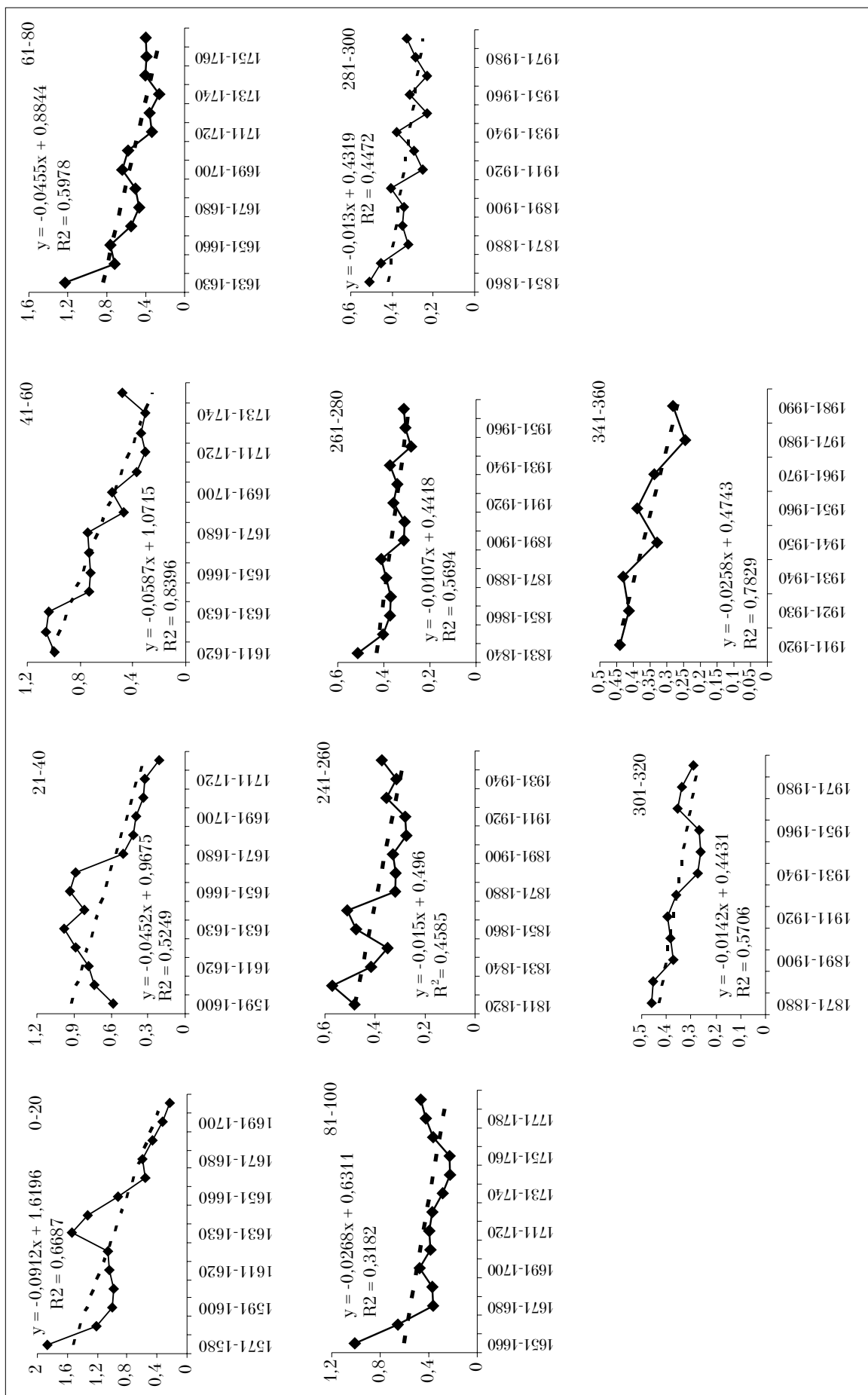


Рис. 4. Долговременные тренды динамики среднего годовичного радиального прироста в различных возрастных группах. По оси OY – средний радиальный прирост, мм; по оси OX – десятилетия

Результаты анализа динамики ширины ГРП по 10-летним интервалам времени для 21 возрастной группы (рис. 1) показали следующее. Средняя величина ГРП по 10-летним интервалам уменьшилась у младших и наиболее старших возрастных групп с возрастом 0–20, 21–40, 41–60, 61–80, 81–100, 241–260, 261–280, 281–300, 301–320, 341–360 лет. В этих случаях вычисленный отрицательный линейный тренд является достоверным, т. е. коэффициент детерминации выше табличного [7]. В других возрастных группах вычисленный линейный тренд является также отрицательным, но недостоверным.

Анализ динамики индекса стресса показал отсутствие достоверных линейных трендов в динамике указанной статистической характеристики во всех возрастных группах.

Таким образом, в южном секторе Кольского полуострова имеет место статистически достоверная долговременная тенденция к сокращению величины ширины годичного кольца сосны обыкновенной в младших и наиболее старших возрастных группах. Вероятно, это связано с тем, что деревья младшего и старшего возраста более подвержены воздействию внешних факторов (климат, вредители).

На следующем этапе исследовали долговременные тенденции в изменении средних значений анализируемых характеристик (ГРП, индекс стресса) по 10-летним интервалам для всей группы обследованных деревьев (рис. 2). Обнаружены достоверные линейные тренды у графиков динамики средне-десятилетних величин ширины ГРП и индекса стресса. Выделенные тренды являются отрицательными, что го-

ворит о наличии тенденции к сокращению величины ГРП, а также к снижению значения индекса стресса на протяжении рассматриваемого промежутка времени. Как было отмечено выше, приближение к нулевому значению величины индекса стресса соответствует более устойчивому состоянию.

Общеизвестно, что ход прироста по диаметру у древесных растений в основном характеризуется одновыпуклой кривой. Сокращение ширины годичного кольца, изменчивости среднего ГРП изученной группы растений объясняем возрастным фактором, т. к. на протяжении анализируемого времени средний возраст исследованной совокупности деревьев увеличивался. Старовозрастные деревья более подвержены воздействию внешних факторов, вредителей, кроме этого, снижение величины радиального прироста может происходить вследствие атмосферного загрязнения.

С биологической точки зрения, это свидетельствует о том, что в целом для всей совокупности исследованных деревьев существует долговременная тенденция к сокращению средне-десятилетней величины ГРП во времени, т. е. от 1571 г. до 1990 г. Установленная нами тенденция к снижению по модулю величины индекса стресса, исходя из биологического смысла показателя, свидетельствует о существовании долговременной тенденции к повышению устойчивости на протяжении рассмотренного промежутка времени.

Далее определяли возрастные тенденции в динамике ГРП, индекса стресса (рис. 3). Анализировали ГРП всей совокупности обследованных деревьев по 20-летним интерва-

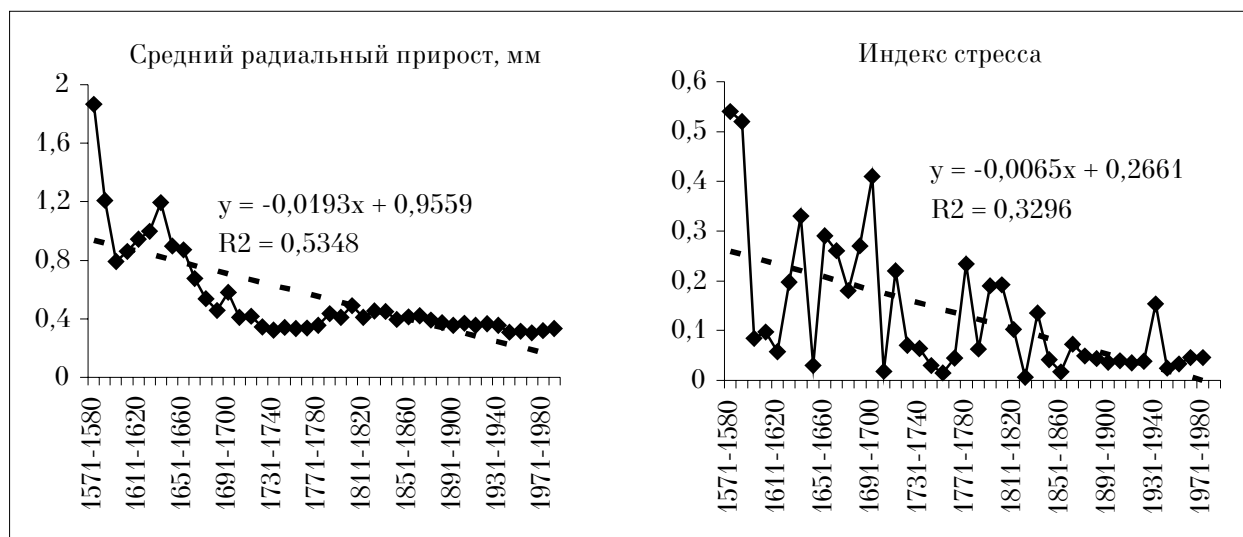


Рис. 2 Долговременные тренды динамики характеристик дендрохронологических рядов для обследованной группы деревьев. По оси ОХ – десятилетия, годы; по оси ОУ – величина характеристики

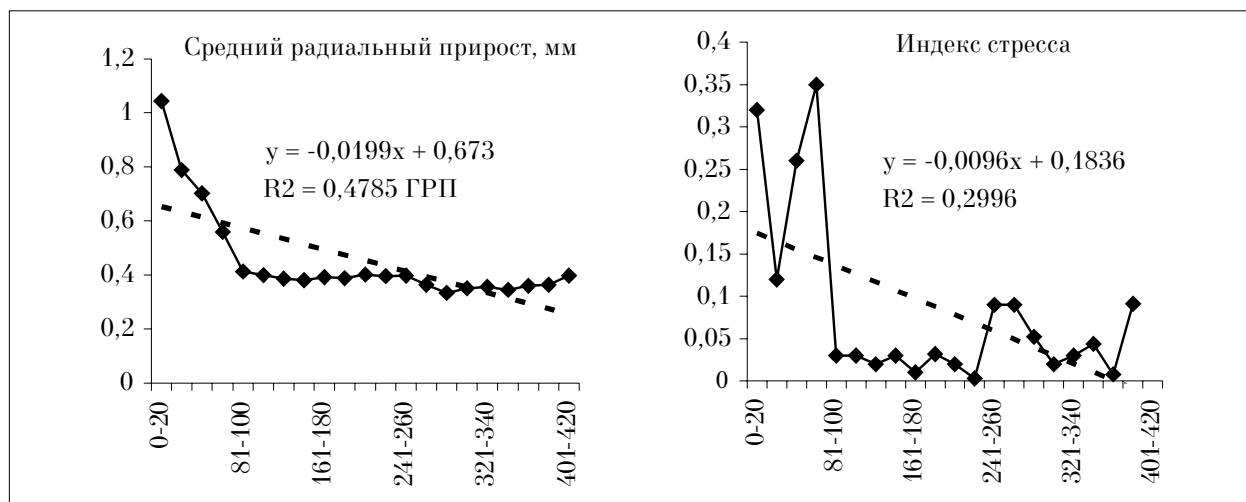


Рис. 3. Возрастные тренды динамики характеристик дендрохронологических рядов для обследованной группы деревьев.
По оси ОХ – возрастные группы, лет; по оси ОУ – величина характеристики

лам независимо от временного фактора. Анализ по возрастным группам с шагом в 20 лет является общепринятым для хвойных растений. В данном случае аналогично установлено статистически достоверное снижение средней величины ГРП, а также индекса стресса. Как и в предыдущем случае, общий тренд снижения значения ГРП связан с возрастным фактором. Обследованные деревья находятся на этапе старости и отмирания, прекращения семеношения, когда в целом прогрессирует разрушение структуры и взаимосвязей таксационных показателей насаждения.

В целом результаты работы не противостоят данным итогового отчета Европейского института леса [10], где для Кольского полуострова указана убывающая тенденция в росте древостоев. Но для сосняков, расположенных в северном секторе Кольского полуострова (зона лесотундры), напротив, установлена долговременная тенденция к увеличению величины радиального прироста и его изменчивости [9].

Проведённые исследования позволили выявить основные закономерности в динамике годичного радиального прироста старовозрастных деревьев сосны обыкновенной, произрастающей в южном секторе Кольского региона. На основании анализа дендрохронологических рядов с использованием метода экологической реконструкции ростового процесса установлено следующее.

В южном секторе Кольского полуострова имеет место статистически достоверная долговременная тенденция к сокращению величины годичного кольца сосны обыкновенной для младших и наиболее старших возрастных группах. Для всей совокупности исследованных деревьев существуют долговременный и возраст-

ной тренд к сокращению среднедесятилетней величины годичного радиального прироста. Тенденция к приближению по модулю величины индекса стресса к нулевому значению свидетельствует о существовании долговременной тенденции к повышению устойчивости исследованной группы деревьев на протяжении рассмотренного промежутка времени.

Литература

1. Исаев А.С., Коровин Г.Н. Динамика лесных ресурсов и прогнозирование изменений лесного фонда // Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2005. С. 47–60.
2. Кузьмин А.В., Полоскова Е.Ю., Анализ элементарного и комплексного влияния климатических факторов на структурные группы сосновых древостоев в условиях Кольского региона. Апатиты. 2009. 155 с.
3. Агроклиматический справочник по Мурманской области. Л.: Гидрометеиздат, 1961. 79 с.
4. Кузьмин А.В., Олейник А.Г., Олейник О.В., Зотов А.И. Автоматизированная система телеметрического анализа древесных кернов // Экология. 1989. № 3. С. 79–80.
5. Шиятов С.Г. Дендрохронология верхней границы леса на Урале. М.: Наука, 1986. 136 с.
6. Арефьев С.П. Оценка устойчивости кедровых лесов Западно-Сибирской равнины // Экология. 1997. № 3. С. 175–183.
7. Зайцев Г.Н. Математика в экспериментальной ботанике. М.: Наука, 1990. 296 с.
8. Кендалл М., Стюарт А. Многомерный статистический анализ и временные ряды. М.: Наука, 1976. 736 с.
9. Алексеев А.С., Сорока А.Р. Анализ долговременных тенденций роста *Pinus sylvestris* L. на северо-западе Кольского полуострова // Ботанический журнал. 2003. Т. 88. № 6. С. 59–75.
10. Growth trends in European forests/ Ed. by H. Spiecker et al. Springer Verlag. Berlin, New York, 1996. 347p.

Дефицит фтора и заболеваемость населения Еврейской автономной области кариесом

© 2012. Н.К. Христофорова^{1,2}, д.б.н., профессор,
О.В. Суриц³, к.б.н., зав. лабораторией, Е.О. Клинская⁴, к.б.н., доцент,
¹Дальневосточный федеральный университет,
²Тихоокеанский институт географии Дальневосточного отделения РАН,
³Федеральное бюджетное учреждение здравоохранения
«Центр гигиены и эпидемиологии в Еврейской автономной области»,
⁴Дальневосточная государственная социально-гуманитарная академия,
e-mail: marineecology@rambler.ru, sangilab@mail.ru, klineo@mail.ru

Изучено содержание фтора в питьевых водах Еврейской автономной области (ЕАО), являющейся дефицитной провинцией по ряду элементов. Показано, что средняя концентрация элемента составляет 0,22 мг/дм³, что в 3-5 раз ниже физиологической нормы. Следовые количества фтора обнаружены в Октябрьском районе. Однако по заболеваемости кариесом этот район выглядит одним из лучших. Высказано предположение, что дефицит фтора в Октябрьском районе компенсируется самыми высокими по ЕАО содержаниями кальция и магния в его водах.

The amount of fluoride in drinking water which is deficient in a number of elements is considered in the Jewish Autonomous Region (JAR). It is shown that the average concentration of the element is 0,22 mg/dm³ that is 3-5 times lower than the physiological norm. Trace amounts of fluoride are found in the October region. However, as for the incidence of caries in this area is one of the lowest. It is suggested that lack of fluoride in the October district is compensated by the fact that the content of calcium and magnesium in water there is the highest in the Jewish Autonomous Region.

Ключевые слова: фтор, питьевые воды, кариес, компенсация, кальций и магний

Keywords: fluoride, drinking water, dental caries, compensation, calcium and magnesium

Еврейская автономная область (ЕАО) является биогеохимической провинцией, дефицитной по ряду элементов (I, F, Ca, Mg, Cu, Se, Co). Важнейшие среди них йод и фтор. При этом если о дефиците йода знает практически всё население области, а органы здравоохранения и пищевая промышленность принимают меры по снижению его дефицита, то информация о фторе остаётся прерогативой санитарно-эпидемиологических служб ЕАО и РФ [1 – 5].

Известно, что фтор является химическим элементом, прямо влияющим на здоровье населения. Определённые количества фтора необходимы для оптимальной структуры зубов и костей [6 – 9], для лучшей и своевременной минерализации зубов и костей в ранние годы жизни и для сохранения минерализации костей в старшем возрасте [10, 11].

Главным источником фтора для человека является питьевая вода. Согласно Р. Д. Габовичу и А. А. Минху [6], фтор усваивается из воды на 90–97%. Кроме воды, фтор поступает в организм человека с пищей. Однако пищевые продукты имеют гораздо меньшее значение в обеспечении потребности человека фтором

(из пищи фтор усваивается на 15–20%), поэтому такое большое значение имеет потребление воды с оптимальным содержанием фтора.

Многочисленными экспериментальными исследованиями доказано, что низкое потребление фторидов вызывает возрастающую чувствительность к кариесу зубов [12–17], патологическому процессу, проявляющемуся после прорезывания зубов, при котором происходят деминерализация и размягчение твёрдых тканей зуба с последующим образованием дефекта в виде полости. Кариесвосприимчивость зубной поверхности в том числе зависит и от насыщенности эмали зуба фтором, так как образовавшиеся в результате этого фторопатиты более устойчивы к действию кислот.

В связи с этим целью нашей работы явилось определение содержания фтора в питьевой воде и его роль в заболеваемости населения ЕАО кариесом.

ЕАО расположена в северо-восточной части Евразийского континента и в южной – российского Дальнего Востока, между 47° и 49° с.ш. и 130° и 135° в.д., лежит в бассейне р. Амур (с притоками Бира, Биджан и Тунгуска). На западе она граничит с Амурской

областью, на севере – с Хабаровским краем, на юге по реке Амур – с Китаем. Имеет в своем составе 6 административных территорий, в том числе г. Биробиджан как административный центр.

Рекомендованная ВОЗ оптимальная концентрация фтора в питьевой воде составляет 0,7–1,1 мг/дм³. Верхний предел рекомендуется для жителей холодных районов, нижний – для районов с жарким климатом в связи с потреблением населением больших объемов воды. Концентрация фтора в воде, равная 0,6 мг/дм³, считается минимальным пределом, в то же время с 1,5 мг/дм³ начинается флюороз. Оптимум концентраций фтора в питьевой воде очень узкий и требует постоянного внимания и контроля. В странах с дефицитом фтора в среде кариес охватывает практически все население (92–99%) [18]. Согласно СанПиН 2.1.4.1074-01, для регионов с умеренным климатом, к которым относится и ЕАО, оптимальной считается концентрация фтора в питьевой воде от 0,8 до 1,2 мг/дм³.

Известно, что половина населения ЕАО использует воду для питья из системы централизованного водоснабжения (скважины), другая половина пользуется источниками нецентрализованного водоснабжения (колодцы, колонки, неглубокие скважины) [19].

В настоящей работе нами использованы результаты исследований питьевой воды области на содержание фтора, кальция, магния и жесткости, в соответствии с СанПиН 2.1.4.1071-01, СанПиН 2.1.4.1175-02 и ГОСТ 2761-84.

В ходе выполнения данной работы отбор, транспортировка и подготовка к хранению проб воды проводились в соответствии с ГОСТ Р 51592-2000, 51593-2000.

Питьевую воду на содержание фторидов исследовали по ГОСТ 4386-89 фотометрическим методом с лантан-ализаринкомплексом в водной среде, позволяющим провести определение фторид-иона при концентрации от 0,05 до 1,0 мг/дм³ при объеме пробы 25 см³, предел обнаружения 0,04 мг/дм³.

Жесткость в питьевой воде определялась до 01.01.2007 по ГОСТ 4151-72, после 01.01.2007 – по ГОСТ Р 52407-2005.

Содержание кальция находили по ПНД Ф 14.1:2.95-97. Диапазон определяемых концентраций 1,0–100 мг/дм³ без разбавления и концентрирования пробы. Содержание магния определялось расчетным путем.

Данные по содержанию фтора в источниках водоснабжения за последние 5 лет приведены в таблице 1.

Как видно, диапазон средних концентраций фтора в подземных водах находится в пределах 0,12–0,41 мг/дм³ (среднее для всех проб 0,22).

Доля проб со следовыми концентрациями фтора (менее 0,1 мг/дм³) колеблется от 15 до 25%. Пробы с высокими концентрациями фтора единичны (6–7%).

Из всех территорий области наиболее обогащена фтором питьевая вода в Биробиджанском районе – 0,23 мг/дм³, хотя и эта величина далека от необходимого физиологического минимума. Затем по мере убывания средних концентраций фтора следуют питьевые воды Сидовичского (0,18 мг/дм³) и Облученского (0,17 мг/дм³) районов, г. Биробиджана (0,14 мг/дм³) и Ленинского района (0,07 мг/дм³). Минимальные количества фтора выявлены в питьевых водах Октябрьского района (<0,04 мг/дм³).

Исследования, проведенные Р. Д. Габовичем и А. А. Минхом [6], показали, что содержа-

Таблица 1

Содержание фтора в источниках водоснабжения ЕАО

Год	Источник	Количество проб	Концентрация фтора, мг/дм ³		
			минимальная	средняя	максимальная
2006	скважины	112	< 0,04	0,16±0,04	0,67±0,17
	колодцы	8	< 0,04	0,22±0,06	0,99±0,25
2007	скважины	44	< 0,04	0,22±0,06	0,70±0,18
	колодцы	4	0,12±0,03	0,21±0,05	0,37±0,92
2008	скважины	56	< 0,04	0,30±0,08	0,80±0,20
	колодцы	2	0,11±0,03	0,12±0,03	0,12±0,03
2009	скважины	62	< 0,04	0,30±0,08	0,80±0,20
	колодцы	8	< 0,04	0,27±0,07	0,47±0,12
2010	скважины	44	< 0,04	0,22±0,06	0,41±0,10
	колодцы	6	0,12±0,03	0,36±0,09	0,70±0,18
	итого	705	< 0,04	0,22±0,06	0,89±0,22

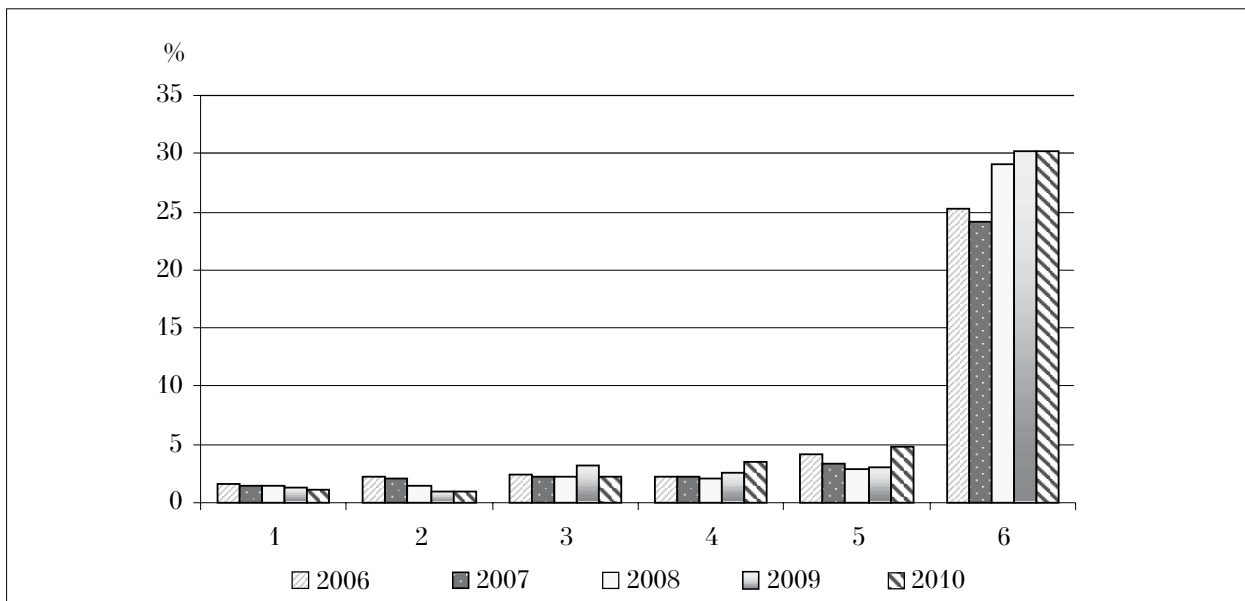


Рис. 1. Удельный вес первичных посещений зубного врача по районам области в 2006–2010 гг. (абсолютное значение посещений, отнесённое к численности населения ЕАО):
 1 – Биробиджанский район, 2 – Октябрьский район, 3 – Ленинский район,
 4 – Смидовичский район, 5 – Облученский район, 6 – г. Биробиджан

ние фтора в питьевой воде до 0,3 мг/дм³ характеризуется как «очень низкая концентрация фтора». При потреблении такой воды активно развивается поражённость зубов кариесом.

В качестве показателя заболеваемости кариесом мы выбрали первичное обращение к стоматологу населения ЕАО.

Согласно средним уровням содержания фтора в питьевых водах автономии можно было ожидать, что в Биробиджанском районе будет сравнительно лучшая ситуация по заболеваемости кариесом, в Октябрьском районе – наихудшая. Однако, как выяснилось при рассмотрении удельного веса первичных посещений зубного врача по районам области в 2006–2010 гг. (абсолютное значение посещений, отнесённое к численности населения

ЕАО), Октябрьский район занимает второе место по заболеваемости после Биробиджанского (где действительно наблюдается наилучшая картина) и выглядит лучше остальных районов – Ленинского, Смидовичского и Облученского (рис. 1).

По-видимому, причина кроется не только в самом большом дефиците фтора. Обратившись к данным по содержанию кальция и магния в воде, а также её жёсткости. По данным таблицы 2 можно видеть, что Октябрьский район отличается наиболее высокими показателями по содержанию Ca²⁺ и Mg²⁺ (21,1 мг/дм³ и 5,0 мг/дм³ соответственно). Концентрация Ca²⁺ в питьевой воде этого района близка к нижнему пределу нормы, а содержание Mg²⁺, равное 5,0 мг/дм³, является ниж-

Таблица 2
 Содержание кальция, магния и жесткость питьевой воды в районах ЕАО (n-количество проб) (2001–2010 гг.)

Район	n	Концентрация					
		Ca ²⁺ , мг/дм ³ (физ. норма 25–130)		Mg ²⁺ , мг/дм ³ (физ. норма 5–65)		Жесткость, мг-экв/дм ³ (физ. норма 1,5–7)	
		интервал	средняя	интервал	средняя	интервал	средняя
Г. Биробиджан	286	4,0–90,7	13,8±3,5	2,4–7,3	3,9±1,0	0,6–2,6	0,7±0,2
Биробиджанский	326	5,6–85,2	18,7±4,7	1,2–8,4	4,8±1,2	0,6–2,0	1,5±0,4
Ленинский	173	5,8–85,2	19,7±4,9	2,9–25,4	4,6±1,2	0,6–4,8	1,2±0,3
Облученский	232	4,1–91,2	14,9±3,7	1,3–9,9	4,1±1,0	0,6–4,7	1,2±0,3
Смидовичский	214	5,9–91,2	20,8±5,2	2,0–9,0	4,7±1,2	0,6–4,7	1,6±0,4
Октябрьский	169	5,7–91,2	21,1±5,3	2,0–9,1	5,0±1,3	0,6–4,3	0,9±0,2
ЕАО (среднегод.)	1400		18,0±4,5		4,5±1,1		1,1±0,3

ней границей физиологического диапазона. Все остальные районы лишь приближаются к этой норме. По-видимому, более высокие концентрации кальция и магния в питьевой воде компенсируют дефицит фтора.

Самая высокая обращаемость к стоматологу наблюдается в столице ЕАО – Биробиджане, что, очевидно, обусловлено как минеральным составом питьевых вод (самые низкие концентрации кальция и магния), так и возможностями медицинского обслуживания, а также большим уровнем образованности населения.

Среди множества функций кальция самыми главными являются формирование костной ткани и минерализация зубов. Магний является важнейшим внутриклеточным элементом, участвующим во множестве обменных процессов, но основная масса магния входит в состав костей и зубов [20, 21].

Таким образом, хотя и считается, что главная причина кариеса – дефицит фтора, результаты нашего исследования показывают, что это справедливо лишь отчасти и проявляется на фоне более низких, чем физиологические нормы, концентраций кальция и магния в питьевой воде.

Любое заболевание является многопричинным и может провоцироваться комплексом факторов. Мы рассмотрели лишь влияние биогеохимической ситуации на заболеваемость населения кариесом. Однако в настоящее время для оценки функционального отклика организма широко используется комплексный подход. Поэтому нами был рассчитан интегральный показатель функционального отклика (ИПФО) организма на воздействие совокупности факторов внешней среды [22]. Он нашёл применение во многих исследованиях, в частности, использован в работах по изучению эколого-гигиенических аспектов распространения онкологических заболеваний в Приморском крае [23], эколого-физиологических характеристик адаптивных реакций организма подростков различных этнических групп [24].

Поскольку среда жизни включает большой набор факторов, мы сгруппировали их в отдельные блоки: климатический, биогеохимический, антропогенный, социально-экономический и рассчитали ИПФО, как характеризующий состояние среды в целом, так и по этим отдельным блокам для 6 административных территорий ЕАО за 10 лет (2000–2009 гг.) (табл. 3). Информация, необходимая для расчета ИПФО, получена из статистических материалов официальной отчётности областного Комитета статистики, Федеральной

службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Федерального государственного учреждения здравоохранения «Центр гигиены и эпидемиологии в Еврейской автономной области», официальном сервере «Погода России» и Государственных докладов «О санитарно-эпидемиологической обстановке в Еврейской автономной области» (2005–2010 гг.)

По современным представлениям [22], относительный градиент функции ИПФО при изменении одного из параметров пропорционален отклонению этого параметра от нормативного показателя (x_{0i}), при котором адаптационные нагрузки на организм наименьшие:

$$K(x_1, \dots, x_n) = \prod_{i=1}^n \exp\left[-\frac{(x_i - x_{0i})^2}{2nL_i^2}\right],$$

где Π – знак произведения; \exp – знак экспоненциального множителя; $2nL_i^2$ – масштабный множитель; L_i – масштаб допустимых изменений; $K(x_1, \dots, x_n)$ – функция, отражающая отклонения воздействия факторов внешней среды от нормативных; n – количество сомножителей.

Калибровка ИПФО имеет следующие ранги: «Региональная норма»: $0,882 < K(x_1, \dots, x_n) \leq 1$; «Привычные отклонения»: $0,778 < K(x_1, \dots, x_n) \leq 0,882$; «Функциональное напряжение»: $0,606 < K(x_1, \dots, x_n) \leq 0,778$; «Дисфункциональное состояние организма»: $0,367 < K(x_1, \dots, x_n) \leq 0,606$; «Деадаптационное (патологическое) состояние системы» (организма): $K(x_1, \dots, x_n) \leq 0,367$. При $K(x_1, \dots, x_n) = 1$ адаптационные нагрузки минимальны.

Для здоровых людей адаптационные нагрузки, при которых ИПФО лежит в пределах зоны 1 («Региональная норма») или 2 («Привычные отклонения»), обычны. Значения ИПФО, лежащие в зоне 3 («Функциональное напряжение»), сильно отличаются от экологической нормы. В этом случае можно прогнозировать значительное функциональное напряжение систем и функций организма в целом. Для лиц с ослабленным здоровьем и некоторых возрастных групп зоны 4 и 5 являются опасными. Для практически здоровых людей пребывание в измененных экологических условиях со значениями ИПФО $\leq 0,367$ должно быть ограничено во времени и требует специального врачебного контроля [24].

Данные, полученные при расчёте ИПФО организма человека в ЕАО, представлены в таблице 3.

Оценка качества среды жизни на территории ЕАО с использованием ИПФО

Район	ИПФО				
	общий	климати- ческий	биогеохи- мический	антропо- генный	социально- экономический
г. Биробиджан	0,882	0,921	0,774	0,881	0,954
Биробиджанский	0,922	–	0,892	0,923	0,952
Ленинский	0,929	–	0,891	0,935	0,961
Облученский	0,813	0,663	0,765	0,872	0,953
Октябрьский	0,952	0,992	0,923	0,941	0,952
Смидовичский	0,929	0,984	0,891	0,902	0,941

Как видно, наиболее благоприятными по общему индексу являются Биробиджанский (0,922), Ленинский (0,929), Смидовичский (0,929) и Октябрьский (0,952) районы. При этом наиболее высоким показателем характеризуется Октябрьский район. Более того, этот район выделяется самыми высокими значениями всех остальных показателей за исключением социально-экономического блока. По-видимому, сильный дефицит фтора в питьевой воде, являющийся негативным фактором окружающей среды в этом районе, компенсирован другими факторами, обуславливающими качество жизни.

Частичная компенсация дефицитного фактора или элемента широко известна в экологии организмов. Так, к примеру, недостаток света для растений, уменьшающий интенсивность фотосинтеза, может быть частично компенсирован повышением концентрации углекислого газа в воздухе, также необходимого для фотосинтеза. Широко известно, что при недостатке кальция моллюски используют для построения раковины стронций [25]. Очевидно, дефицит фтора, обеспечивающего здоровье и прочность зубов, также частично компенсируется кальцием и магнием, являющихся главными элементами костей и зубов.

Изучение данных по заболеваемости населения кариесом в Облученском районе показало, что этот район стоит на 2-м месте после Биробиджана, где наблюдается самая высокая заболеваемость (рис. 1). Расчёт ИПФО также объясняет эти результаты: в Облученском районе выявлены самые низкие показатели по биогеохимическому, климатическому, антропогенному и соответственно общему модулям.

Таким образом, для прогноза выявления заболеваемости населения кариесом необходимо учитывать не только уровень содержания фтора в питьевой воде, но и другие факторы, определяющие качество жизни.

В комплексе условий, к которым приспосабливается организм, уровни содержания химических элементов, обеспечивающих его экологические потребности, наряду с климатом и антропогенным воздействием, могут явиться главными экологическими факторами.

Литература

1. Антонова М.С. Экология йод-дефицитных состояний в ЕАО // Здоровье. Медицинская экология. М.: Наука, 2004. Вып. 4. С. 32–39.
2. Суриц О.В. Роль фтора в формировании здоровья населения ЕАО // Вестник Российской военно-медицинской академии. 2008. № 3 (23). Прил. 2. С. 428.
3. Суриц О.В. Кальций и магний в питьевой воде Еврейской автономной области и заболеваемость населения // Комплексные исследования природной среды в бассейне р. Амур: Материалы межрегиональной конференции. Хабаровск. 2009. С. 53–57.
4. Суриц О.В., Христофорова Н.К. Дефицит кальция и магния в питьевой воде ЕАО и его отражение на заболеваемости населения ЕАО // Экология и безопасность: Матер. 18 междунар. симп. Sunny Beach, Bulgaria, 2009. V. 3. Part 1. С. 50–63.
5. Суриц О.В., Христофорова Н.К. Фтор в питьевой воде ЕАО и заболеваемость населения кариесом // Проблемы региональной экологии. 2008. № 4. С. 199–204.
6. Габович Р.Д., Минх А.А. Гигиенические проблемы фторирования питьевой воды. М: Медицина, 1979. 200 с.
7. WHO. Fluoride // Trace elements in human nutrition and health. Geneva: World Health Organization. 1996. P. 187–195.
8. Авцын А.П., Жаворонков А.А. Патология флюороза. Новосибирск: Наука (Сиб. отд-е), 1981. 330 с.
9. Messer H. H. Fluorine // Biochemistry of the essential ultra trace elements / Ed. by E. Frieden. New York: Plenum Press, 1984. P. 55–87.
10. Szot L., Geisler J. Influence of fluoride ion on the calcification process in rat bone // Acta Biochem. Polon. 1967. V. 14. № 1. P. 11–120.

11. Deshmukh D. S., Merander J. C., Shah B.G. The effect of dietary fluoride on calcium and phosphorus metabolism of rats // *Canad. J. Physiol. A. Pharmac.* 1970. V. 48. P. 503–509.

12. Петрикас А.Ж. Социальные и медицинские аспекты проблемы фторирования питьевой воды: обзор литературы // *Стоматология.* 1981. Т. 60. № 3. С. 87–90.

13. Bawden J.W., McLean P., Deaton T.G. Fluoride uptake retention at various stage of rat molar animal development // *J. Dent. Res.* 1986. V. 65. № 1. P. 34–38.

14. Смоляр Н.И., Мирчук Б.Н. Частота и особенности клинического течения осложненных кариеса у детей в регионе с дефицитом фтора // *Актуальные вопросы эндодонтии: Тр. ЦНИИС/ЦНИИ Стоматология.* М. 1990. С. 80–83.

15. Murray J. J., Rugg-gunn A. J., Jenkin G. N. Fluoride in caries prevention. London: Butterworth – Heinemann. 1991.

16. Белоусов А.В., Ермолев С.Н. Использование соединений фтора в профилактике и лечении заболеваний пародонта у подростков в условиях климата Забайкалья // *Новое в стоматологии.* 1995. Т. 35. № 5. С. 9–12.

17. Быстрых В.В., Боев В.М., Перепелкин С.В. Вопросы оценки риска формирования фторзависимых микроэлементозов // *Гигиена и санитария.* 2002. № 6. С. 64–65.

18. Фтор и фториды: доклад экспертов ВОЗ // *Гигиенические критерии состояния окружающей среды.* Женева: ВОЗ, 1989. 114 с.

19. Государственный доклад «О санитарно-эпидемиологической обстановке в Еврейской автономной области в 2008 году». Биробиджан: Управление Роспотребнадзора по Еврейской автономной области. 2009. 110 с.

20. Vormann Ju. Magnesium // *Elements and their compounds in the Environment* / Ed. by E. Merian, M. Anke, M. Ihnat, M. Stoepller. Weinheim: WILEY-VCH Verlag Gmbh and Co. KGaA. 2004. V. 2. P. 587–598.

21. Nieves J.W. Osteoporosis: the role of micronutrients // *American Journal of Clinical Nutrition.* 2005. 81:5: P. 1232–1239.

22. Матюхин В.А., Разумов А.Н. Экологическая физиология человека и восстановительная медицина. М.: ГЭОТАР Медицина, 1999. С. 32–35.

23. Кикю П.Ф., Юдин С.В., Жерновой М.В., Веремчук Л.В. Эколого-гигиенические аспекты распространения онкологических заболеваний в Приморском крае // *Гигиена и санитария.* 2007. № 6. С. 30–33.

24. Целых Е.Д. Эколого-физиологическая характеристика особенностей адаптивных реакций структурно-функционального статуса организма подростков различных этнических групп: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Москва. 2009. 40 с.

25. Христофорова Н.К. Основы экологии. Владивосток: Дальнаука. 1999. 516 с.

УДК 570:613:314.02

Экологически обусловленная заболеваемость детского населения Республики Коми

© 2012. В. Г. Зайнуллин, д.б.н., зав. отделом, И. С. Боднар, аспирант,
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: bodnar@ib.komisc.ru

Исследована динамика экологически обусловленной заболеваемости среди детского населения Республики Коми за период с 1989 по 2009 год. Составлены карты распространённости отдельных патологий по районам республики. Выявлены «территории риска развития экологически обусловленной патологии».

The dynamics of environmentally caused diseases among children of the Komi Republic from 1989 to 2009 was studied. The maps of prevalence of certain pathologies in areas of the republic was drawn. The area of risk for development of environmentally caused diseases is identified.

Ключевые слова: экологически обусловленная заболеваемость, дети, Север России

Keywords: environmentally caused disease, children, Northern Russia

Детское население является наиболее чувствительной частью популяции к воздействию экологических факторов. Это обусловлено ин-

тенсивными процессами роста, незрелостью детского организма, ранним истощением его компенсаторных резервов в ответ на действие

факторов окружающей среды [1]. Ухудшение качества среды обитания негативно отражается на физическом, психическом здоровье детей, усугубляет течение имеющихся хронических заболеваний, создаёт риск развития заболеваний с генетической предрасположенностью в более раннем возрасте.

В качестве основных маркеров экологического риска рекомендуются следующие группы показателей:

1. Индикаторная патология, характеризующая высокую степень зависимости от загрязнения окружающей среды (профессиональные болезни, онкозаболевания, аллергии, генетические дефекты);

2. Экологически зависимая патология, характеризующая среднюю степень зависимости от загрязнения окружающей среды (общая детская смертность, младенческая смертность);

3. Экологически обусловленная патология, характеризующая умеренную степень зависимости от загрязнения окружающей среды (патология беременности, болезни сердечно-сосудистой системы, увеличение меры риска основных общих заболеваний) [2].

Целью данной работы является изучение динамики экологически обусловленной заболеваемости среди детского населения Республики Коми.

Характеристика района исследования

Республика Коми расположена на северо-востоке Европейской части Российской Федерации. Климат формируется в условиях малого количества солнечной радиации зимой и повышенного летом. Около 15% территории расположено за Полярным кругом. Остальная её часть также может характеризоваться как территория с дискомфортными условиями для проживания человека, ввиду особенностей сочетанного воздействия комплекса природно-климатических факторов. К факторам риска на севере следует отнести прежде всего холодовой фактор, перепады барометрического давления и напряжённый ветровой режим вследствие высокой циклонической активности, высокий уровень влажности, выраженную сезонность, малое содержание кислорода в воздухе, наличие естественных геохимических провинций (недостаток кальция, магния, калия, фосфора, фтора, кобальта, йода, молибдена, бора в почве, избыток железа) и геопатогенных зон [3].

Суровые климатические условия для жизни людей усугубляются загрязнением окру-

жающей природной среды вследствие добычи полезных ископаемых и работы ресурсоперерабатывающих предприятий. На территории республики ведётся разработка Печорского угольного бассейна (города Воркута, Инта), промышленная добыча и переработка нефтегазового сырья (города Усинск, Вуктыл, Ухта), работают лесозаготовительные и деревоперерабатывающие предприятия (Прилузский, Удорский, Усть-Вымский, Княжпогостский районы), в городе Сыктывкаре функционирует крупнейший в Европе целлюлозно-бумажный комбинат.

Методика выполнения исследований

В работе изучены показатели рождаемости, уровень первичной общей заболеваемости, заболеваемости органов дыхания, бронхиальной астмы, кожи и подкожной клетчатки, атопического дерматита, заболеваемости желудочно-кишечного тракта, сердечно-сосудистой патологии, онкологической заболеваемости, с диагнозом, установленным впервые в жизни, а также младенческой смертности, смертности детей до 14 лет. Демографическая ситуация и состояние здоровья детей изучались в динамике с 1989 по 2009 год по статистическим данным Минздрава Республики Коми, Центрального НИИ организации и информатизации здравоохранения, Территориального органа Федеральной службы государственной статистики по Республике Коми [4, 5]. Параметры среды, суммарные выбросы от стационарных источников, состояние почвы, атмосферных осадков и воды оценивались по материалам Государственного доклада о состоянии окружающей природной среды Республики Коми [6]. По полученным данным с помощью ГИС-технологий, программ ArcView 3.2, Corel Draw, Exel были составлены карты первичной заболеваемости, смертности с диаграммами динамики этих процессов.

Результаты и обсуждение

На 1 января 2010 года численность детского населения в Республике Коми составила 166 тыс. человек. Как и по всей России, в республике с конца прошлого века сложился суженый тип воспроизводства населения, суммарный коэффициент рождаемости в 2009 году составил 1,49, столько в среднем детей родила бы одна женщина на протяжении всего репродуктивного периода (15–49 лет). Доля детей в общей структуре населения снизилась

до 17,5%. За последние десять лет возросла в 2 раза рождаемость у женщин в возрасте старше 30 лет, что может создавать, как показывают многочисленные исследования, дополнительный риск появления различных аномалий развития у плода, патологии течения беременности, особенно на фоне нарушенной окружающей природной среды [7]. В связи с неблагоприятной демографической ситуацией особое внимание должно уделяться проблеме распространения экологической патологии в городах и районах Республики Коми с различной экологической ситуацией.

Общая заболеваемость детей в 2009 году составила 2560 заболевших на 1000 детей (0–14 лет), с диагнозом, установленным впервые в жизни. Угрожающие темпы роста первичная детская заболеваемость имела в последнее десятилетие прошлого века, с 1989 по 2000 год рост составил 48,7% (с 1277 до 2127 на 1000 детского населения, далее обозначается ‰ – промилле). С 2000 по 2009 год темпы роста заболеваемости снизились, коэффициент первичной заболеваемости в среднем по республике вырос на 20,3%. В отдельных муниципальных образованиях темпы роста заболеваемости были достоверно выше: в Троицко-Печорском районе, Сосногорске, Вуктыле (рис. 1, см. цветную вкладку). Как видно на рисунке 1, самые высокие показатели первичной детской заболеваемости зафиксированы в Троицко-Печорском районе (3381 ‰) и Сыктывкаре (3119,1 ‰), напряжённая ситуация сложилась также в Прилузском районе (2839 ‰), городах Ухта (2767 ‰) и Печора (2663 ‰).

В структуре заболеваемости детского населения Республики Коми на первом месте находятся болезни органов дыхания – 61,8% от общего количества заболевших (по состоянию на 2008 год).

Главный фактор, приводящий к повреждениям тканевых структур лёгких в северных районах, это холод, который в сочетании с ветром и высокой влажностью является важным провоцирующим элементом в возникновении патологии органов дыхания [8]. Повышенную заболеваемость органов дыхания у детей на Европейском Севере можно рассматривать как экологически обусловленную. В Республике Коми заболеваемость органов дыхания у детского населения, с диагнозом, установленным впервые в жизни, выше, чем в среднем по Северо-Западному Федеральному округу (1483 и 1370 ‰ соответственно). Первичная заболеваемость органов дыхания у детей (0–14

лет) возросла с 1342‰ до 1632‰ в период с 2000 по 2009 год. Темпы роста, превышающие 100%, за последние десять лет отмечаются в сельской местности: в Троицко-Печорском, в Усть-Вымском, в Ижемском, Княжпогостском, Койгородском, Сысольском районах (рис. 2, см. цветную вкладку). Наибольшая заболеваемость органов дыхания у детского населения, с диагнозом, установленным впервые в жизни: в городах Сыктывкар (1766‰), Ухта (1676‰), Печора (1547‰), а также Троицко-Печорском районе (1628‰).

В силу того, что лёгкие и другие органы дыхания находятся на границе раздела двух сред – внутренней среды организма и внешней – они постоянно подвержены неблагоприятному влиянию вредных веществ, загрязнению атмосферного воздуха [9]. Зарегистрирован отчётливый параллелизм между ростом заболеваемости детей острыми и хроническими заболеваниями бронхолёгочной системы и выраженностью загрязнения атмосферного воздуха [10]. Выбросы в атмосферу из стационарных источников в Сыктывкаре, Ухте, Печоре – одни из самых высоких по республике, что может быть одной из причин повышенной первичной заболеваемости органов дыхания. В Сыктывкаре атмосферный воздух загрязнён бензапиреном, формальдегидом, присутствуют высокие концентрации взвешенных веществ. В Ухте загрязнителями атмосферного воздуха является диоксид азота и бензапирен. В Троицко-Печорском районе отсутствуют крупные промышленные предприятия, поэтому выбросы в атмосферу на порядок ниже, чем в городах. Но сумма минеральных выпадений в 2009 году составила 18,6 в Сыктывкаре, 13,4 в Ухте, 24,9 г/м² на ст. Троицко-Печорске [6].

Из группы болезней органов дыхания индикатором загрязнения окружающей среды является бронхиальная астма. В Республике Коми заболеваемость бронхиальной астмой среди детей и подростков (0–17 лет) увеличилась в 2 раза в период с 1995 по 2008 год, в том числе за счёт заболевших в сельской местности (рис. 3, см. цветную вкладку). Наибольшие темпы прироста в Прилузском районе (заболеваемость увеличилась в 10 раз), Усть-Цилемском районе (в 5 раз), Койгородском районе (в 4 раза), в Ижемском (в 3 раза), Усинске (в 3 раза), Сыктывдинском (в 3 раза). Наиболее частой причиной возникновения бронхиальной астмы у детей является пищевая и лекарственная аллергии, бытовые, эпидермальные и грибковые аллергены, пыльцевой сенсibilизация. У детей, проживающих

в загрязнённых промышленных районах, отмечается сенсбилизация к химическим веществам [11]. Наибольшее количество детей с первично установленным диагнозом бронхиальная астма в среднем за 2000–2008 года по Республике Коми зафиксировано в Воркуте (17,5 на 1000 детского населения), Усинске (20,0 на 1000 детского населения), Сыктывкаре (21,8 на 1000 детского населения). Таким образом, наибольшая заболеваемость бронхиальной астмой среди детей и подростков 0–17 лет приходится на города с высокой антропогенной нагрузкой вследствие работы промышленных предприятий и добычи полезных ископаемых.

На втором месте в первичной заболеваемости детей находятся болезни кожи и подкожной клетчатки. Первичная заболеваемость составила в 2008 году 132,3‰, что больше, чем в среднем по Северо-Западному Федеральному округу.

Учитывая важную барьерную роль кожи, естественно ожидать частую её вовлечённость в экологически обусловленные нарушения здоровья населения, проживающего на территориях, подвергшихся промышленным загрязнениям. В Республике Коми высокая первичная заболеваемость болезнями кожи и подкожной клетчатки в период с 2000 по 2009 года у детей 0–14 лет зафиксирована в Сыктывкаре (200,8), Прилузском районе (197,4), Троицко-Печорском районе (165,7). В динамике за 10 лет рост заболеваемости наблюдается в сельских районах (рис. 4, см. цветную вкладку): Троицко-Печорском, Усть-Вымском, Койгородском районах. Одним из маркеров экологического неблагополучия среди заболеваний кожи и подкожной клетчатки является атопический дерматит.

Заболеваемость атопическим дерматитом среди детского и подросткового населения, с диагнозом, установленным впервые в жизни, в Республике Коми увеличилась с 1995 года на 50 процентов и составила в 2008 году 26,4 заболевших на 1000 детского населения, наиболее существенный рост произошёл в сельской местности (рис. 5, см. цветную вкладку). Высокие темпы прироста первичной заболеваемости атопическим дерматитом в Ижемском районе (заболеваемость увеличилась в 2,25 раза), в Прилузском (в 5,6 раза), в Троицко-Печорском (в 6 раз), в Усинске (в 2,3 раза), Инте (в 2,6 раза), Ухте (в 2 раза). Имеется отчётливая связь между ростом аллергодерматозов и возрастанием уровня загрязнения окружающей среды [9]. Сокращение выброса в атмосферу от

угольных предприятий (в связи с закрытием шахт) в Воркуте может являться одной из причин сокращения первичной заболеваемости атопическим дерматитом. В среднем в период с 2006 по 2008 год наиболее напряжённая обстановка по распространённости этой патологии складывается в Печоре (40,3‰), Воркута (35‰) и Троицко-Печорском районе (33,4‰).

Первостепенная барьерная роль органов желудочно-кишечного тракта, и в особенности печени, их важная роль в обеспечении чистоты внутренней среды организма позволяют предполагать их частую вовлечённость в развитие экологически обусловленных нарушений здоровья. Заболевания пищеварительной системы составляют 4,5% от всей первичной заболеваемости детского населения Республики Коми. Первичная заболеваемость органов пищеварительной системы у детского населения возросла с 76,7 до 109,7 на 1000 детского населения в период с 2000 по 2009 год. «Территориями риска», с наиболее высокими показателями, являются Ухта (189,7) и Троицко-Печорский район (176,1) (рис. 6, см. цветную вкладку). Согласно последним исследованиям, повышенная заболеваемость органов пищеварения в Республике Коми связана с высоким содержанием железа в питьевой воде [3].

Несмотря на то, что структура сердечно-сосудистых заболеваний и основные патологические состояния, послужившие причиной смерти у детей и взрослых, различны, очевидно, что формирование так называемых взрослых типов патологии начинается именно в детском возрасте. Предпосылками для развития сердечно-сосудистых заболеваний на севере являются длительное употребление слабominерализованных вод, преобладание жирных, консервированных продуктов в рационе питания, перепады давления, всё большее распространение гиподинамического образа жизни, стрессовые ситуации [12]. Высокий уровень первичной детской патологии сердечно-сосудистой системы у детей и подростков в республике отмечается в Ухте и Сосногорске с прилегающими к ним территориями: 33,8 и 57,8 заболевших на 1000 детского населения. В этом же регионе наблюдается и высокий рост первичной заболеваемости. В целом по республике с 2000 по 2008 год нет достоверного роста первичной заболеваемости данной патологии.

Злокачественные новообразования являются индикаторной патологией, отражающей влияние на популяцию неблагоприятных факторов среды. В период с 1989-го по 2009

Таблица 1

Территории риска (районы с высокими показателями первичной заболеваемости) и территории с высокими темпами роста первичной заболеваемости

Класс заболеваемости	Территории риска	Территории с высокими темпами роста заболеваемости
Общая заболеваемость	Троицко-Печорский район Прилузский район Ухта Сыктывкар Печора	Троицко-Печорский район Сосногорск Вуктыл
Патология органов дыхания	Сыктывкар Ухта Троицко-Печорский район Печора	Троицко-Печорский район Койгородский район Усть-Вымский район Сысольский район Ижемский район Княжпогостский район
Бронхиальная астма	Воркута Сосногорск Усинск Сыктывкар	Прилузский район Усть-Цилемский район Койгородский район Ижемский район Усинск Сыктывдинский район
Болезни кожи и подкожной клетчатки	Сыктывкар Прилузский район Троицко-Печорский район	Троицко-Печорский район Усть-Вымский район Койгородский район
Атопический дерматит	Троицко-Печорский район Воркута Печора	Ижемский район Троицко-Печорский район Усинск Ухта Инта Прилузский район
Патология органов системы пищеварения	Ухта Троицко-Печорский район	Вуктыл Ижемский район Княжпогостский район Прилузский район Сосногорск Сыктывдинский район Усинск Усть-Вымский район Усть-Куломский район
патология органов сердечно-сосудистой системы	Ухта Сосногорск	Ухта Сосногорск
Злокачественные новообразования	Ухта Троицко-Печорский район Усть-Вымский Сыктывкар	
Младенческая смертность	Усть-Цилемский район Корткеросский район	
Смертность детей (0-14 лет)	Троицко-Печорский район Ижемский район	

год наибольшая заболеваемость, с диагнозом, установленным впервые в жизни, зарегистрирована в Ухте (13,9 ‰), Троицко-Печорском районе (13,35 ‰), Усть-Вымском районе (12,98 ‰), Сыктывкаре (11,97 ‰). Достовер-

ного роста первичной онкологической заболеваемости по Республике Коми не наблюдается.

С наличием лечебно-диагностической аппаратуры, внедрением современных перинатальных технологий, присутствием необходи-

мого реанимационного оборудования связано снижение младенческой смертности. В последние годы показатель младенческой смертности (число умерших в возрасте до 1 года на 1000 родившихся живыми) в Республике Коми довольно последовательно снижается, с 25,3 в 1995 до 5,1 в 2008 году. Республика Коми принадлежит к регионам с низким уровнем младенческой смертности. Смертность на селе традиционно выше, чем в городе, вследствие разницы в медицинском обслуживании: в Усть-Цилемском районе, Корткеросском районе коэффициенты смертности 2–2,5 раза выше, чем в среднем по республике. Основные причины смертности в возрасте до 1 года – отдельные состояния, возникшие в перинатальном периоде, врождённые аномалии и пороки развития, несчастные случаи, отравления и травмы, болезни органов дыхания.

В Республике Коми с 2000 года нет достоверного роста смертности у детского населения (0–14 лет). Наиболее высокие коэффициенты смертности – в Троицко-Печорском и Ижемском районах.

Таким образом, «территориями повышенного риска для развития экологически обусловленной патологии» являются Троицко-Печорский район, Ухта, Сыктывкар (табл.). К территориям «с высокими темпами роста первичной заболеваемости» относятся: Троицко-Печорский район, Прилузский район, Ижемский район. Повышение уровня заболеваемости за последние 15 лет в сельской местности республики может быть связано с изменением образа жизни: массовым распространением потенциально опасных средств бытовой химии, лекарств, использования одежды из различных синтетических материалов, отказ от продуктов питания «со своего огорода» и замена их более дешевыми привозными, имеющими низкое качество и содержащими потенциально опасные для здоровья добавки. Высокая заболеваемость в Троицко-Печорском районе требует дальнейшего изучения.

Наиболее «благоприятными районами» с низкой заболеваемостью являются Удорский, Усть-Куломский, Усть-Цилемский, Корткеросский, Сысольский районы.

Заключение

В Республике Коми сложилась относительно напряжённая медико-экологическая

ситуация, так как наблюдается рост первичной общей заболеваемости детского населения, патологии органов дыхания, в том числе бронхиальной астмы, болезней кожи и подкожной клетчатки, в том числе атопического дерматита, патологии органов пищеварительной системы, с диагнозом, установленным впервые в жизни. Опасной особенностью последнего десятилетия в Республике Коми явился рост первичной заболеваемости в сельской местности, с высокими темпами прироста «индикаторных заболеваний» – атопического дерматита и бронхиальной астмы.

Литература

1. Мешков Н.А., Иванов С.И., Вальцева В.А., Андиферов Б.М. Адаптационное состояние детского организма как индикатор неблагоприятного влияния окружающей среды // Гигиена и санитария. 2007. № 5. С. 52–53.
2. Зайнуллин В.Г. Экология человека: здоровье, факторы риска: Конспект лекций. Сыктывкар. 2003. 78 с.
3. Глушкова Л.И., Маймулов В.Г., Корабельников И.В. Обеспечение эколого-гигиенического благополучия в условиях Крайнего Севера: проблемы и решения. СПб.: СПб ГМА им. И.И. Мечникова, 2002. 298 с.
4. <http://www.mednet.ru/ru/statistika/zabolevaemost-naseleniya.html>
5. Статистический ежегодник Республики Коми. Сыктывкар: Комистат, 2010. 502 с.
6. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 2009 году». Сыктывкар. 2010. 116 с.
7. Суханова Л.П., Кузнецова Т.В. Перинатальные проблемы воспроизводства населения России (по данным анализа статистических форм № 13, 32) // Социальные аспекты здоровья. 2010. №4. С. 1–33.
8. Образцов Л.Н. Медицинская экология Европейского Севера России. СПб.: «ВМедА», 1998. 258 с.
9. Гичев Ю.П. Загрязнение окружающей среды и экологическая обусловленность патологии человека. Новосибирск: СО РАМН, 2003. 138 с.
10. Гичев Ю.П. Загрязнение окружающей среды и здоровье человека. Москва – Новосибирск: СО РАМН, 2002. 230 с.
11. Цыбина А.С., Лозовая Г.Ф., Дударенкова М.Р. Определение факторов, влияющих на заболеваемость бронхиальной астмой у детей // Медицинский альманах. 2009. № 3. С. 145–149.
12. Келлер А.А., Кувакин В.И. Медицинская экология. СПб.: «Петроградский и К», 1998. 256 с.

АДАПТАЦИОННЫЕ РЕАКЦИИ ЖИВЫХ СИСТЕМ НА СТРЕССОРНЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ

23–25 апреля 2012 г. на базе Вятского государственного гуманитарного университета по инициативе лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ прошла Всероссийская молодёжная конференция «Адаптационные реакции живых систем на стрессорные воздействия». Конференция была проведена при финансовой поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации (государственный контракт № 12.741.11.0032) в рамках Федеральной целевой программы «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» на 2009–2013 годы.

В работе конференции приняло участие 225 человек, из них 17 из других городов России (Москва, Санкт-Петербург, Сыктывкар, Пермь, Кемерово, Нижний Тагил, Красноярск, Саратов, Стерлитамак) и Латвии. Заочное участие в конференции приняли молодые учёные из Уфы, Екатеринбург, Красноярска, Якутска, Самары, Кургана, Воронежа, Пущино и Киева (Украина). Всего в оргкомитет конференции поступило 50 статей, которые вошли в сборник материалов докладов участников конференции.

В работе конференции приняли участие представители академических институтов, образовательных учреждений, природоохранных служб. Открытие конференции состоялось 23 апреля 2012 г. С приветственным словом к участникам конференции обратились д.и.н., проректор по научно-исследовательской работе Вятского государственного гуманитарного университета Ю. А. Балыбердин, ведущий специалист Департамента экологии и природопользования Кировской области И. М. Зарубина, д.т.н., профессор, зав. кафедрой химии Вятского государственного гуманитарного университета, зав. лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ Т. Я. Ашихмина.

С докладами на пленарном заседании выступили д.б.н., в.н.с. Института проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН, зав. лабораторией экотоксикологического анализа почв Московского государственного университета им. М. В. Ломоносова В. А. Терехова – «Реакции сообществ микромицетов на стрессовые химические воздействия», к.б.н., в.н.с. лаборатории клеточной биологии ВНИИ сельскохозяйственной биотехнологии Россельхозакадемии Е. Н. Баранова – «Получение трансгенных растений устойчивых к абиотическим стрессам (технологии, подходы, успехи)», д.б.н., зав. лабораторией радиоэкологии животных Института биологии Коми НЦ УрО РАН

А. Г. Кудяшева – «Биохимия окислительного стресса», к.б.н., н.с. Института биологии Коми НЦ УрО РАН О. В. Раскоша – «Оценка состояния щитовидной железы полёвок, обитающих в условиях повышенных уровней радиоактивности», аспирант Вятской государственной сельскохозяйственной академии Ю. Н. Зыкова «Адаптационные резервы альго-цианомикологических комплексов городских почв».

После пленарного заседания вниманию участников конференции были представлены открытые лекции, целью которых было ознакомить студентов, аспирантов и молодых ученых с опытом ведущих ученых, работающих с использованием современных инновационных методов, по изучению адаптационных реакций живых систем на действие стресс-факторов.

В лекции д.б.н. В. А. Тереховой «Обзор современных методов биотестирования токсичности природных сред и техногенных объектов» даны основные понятия биотестирования, сделан обзор современных методик оценки токсичности компонентов природной среды, а также освещены проблемы применения биотестов на практике. Основным выводом, к которому приходит автор, – целесообразность использования в качестве тест-культур для экспрессных анализов представителей трёх основных звеньев трофической цепи биогеоценозов: продуцентов, консументов, редуцентов. Это рациональное предложение согласуется с экосистемным подходом и его необходимо внедрить в практику биотестирования на территории Российской Федерации.

Автором лекции «Ультраструктурные подходы в физиологических исследованиях абиотических стрессов растений» к.б.н. Е. Н. Барановой предложен цитологический подход для изучения адаптации растительной клетки в условиях стрессовых воздействий. Данный подход заключается в поиске мишеней идентификации последствий негативного воздействия на уровне мезоструктуры корней, листьев или других частей растения, на клеточном уровне, субклеточном уровне и на уровне субкомпарментов органоидов. На лекции были подробно рассмотрены примеры использования предложенного подхода. Приведены данные по ультраструктурной оценке различных биотехнологически измененных сельскохозяйственных культур (люцерна посевная, томат, табак, ячмень обыкновенный) с помощью клеточной селекции и генетической инженерии в условиях адаптации к солевому и осмотическому стрессу, к токсическому действию ионов алюминия, при выращивании на субстрате с избыточным содержанием урана.

В ходе лекции д.б.н. А. Г. Кудяшевой «Окислительный стресс в организме животных: биохимические аспекты» рассмотрены понятие и сущность стресса в организме животных, рассмотрены стадии стресса, процессы перекисного окисления липидов как одного из главных звеньев стресса, процесс адаптации организма в стрессовых ситуациях, акцент сделан на функционирование стресс-лимитирующих систем организма, которые ограничивают стресс-реакцию на уровне центральных механизмов и способствуют выживанию организма в условиях стресса.

Лекция д.б.н., профессора, зав. лабораторией биотехнологии растений и микроорганизмов ГНУ Зональный НИИСХ Северо-Востока И. Г. Широких была посвящена теме «Пути повышения устойчивости растений к абиотическим и биотическим стрессам». Была рассмотрена классификация стресс-факторов, формирование адаптационной реакции в ответ на стресс, общие и специфические системы устойчивости растений к стрессорным воздействиям. Показано, что многообразие механизмов адаптации растений позволяет отбирать устойчивые к стрессам формы в процессе традиционной селекции растений. Более перспективным направлением является сочетание селекции растений с методами биотехнологии, метод «двойных биотехнологий».

В лекции «Щитовидная железа – индикатор состояния организма» к.б.н. О. В. Раскоша было представлено обобщение данных научной литературы. Особенностью тиреоидных гормонов является то, что они в целом действуют медленно по сравнению с другими типами гормонов и участвуют преимущественно в более долговременной регуляции метаболизма. На сегодняшний день значительно расширилось представление о биоэффективности тиреоидных гормонов, кроме того, в литературе обсуждается вопрос о наличии рецепторов к тиреоидным гормонам на плазматических мембранах. Накопленные к настоящему времени сведения относительно механизмов действия и биоэффективности тиреоидных гормонов позволяют сделать вывод о существенной роли гормонов щитовидной железы в регуляции жизненно важных функций.

На конференции работали три научные секции: «Адаптационные реакции растений на стрессорные воздействия», «Адаптационные реакции животных и человека на стрессорные воздействия», «Адаптационные реакции микроорганизмов и водорослей на действие стресс-факторов», заседания которых состоялись 23–24 апреля.

Секция №1. «Адаптационные реакции растений на стрессорные воздействия» (руководители – д.б.н., профессор И. Г. Широких, к.б.н., доцент С. Ю. Огородникова). Доклады были посвя-

щены адаптации растений и их сообществ в условиях действия стресс-факторов как биотической, так и абиотической природы. Особое внимание на секции уделено проблемам адаптации и устойчивости растительных организмов в условиях промышленного загрязнения, при действии тяжёлых металлов, радионуклидов и фторидов.

Секция №2. «Адаптационные реакции животных и человека на стрессорные воздействия» (руководители – д.б.н. А. И. Видякин, к.б.н. С. В. Пестов, в.н.с. Государственного природного заповедника «Нургуш» Л. Г. Целищева). На секции было представлено 13 докладов, которые были посвящены адаптации животных и человека к действию малых доз радиации, соединений тяжёлых металлов, холодового стресса, гипоксии, токсикантов органической природы, а также при сочетанном действии стресс-факторов.

Секция №3. «Адаптационные реакции микроорганизмов и водорослей на действие стресс-факторов» (руководители – д.б.н., профессор Л. И. Домрачева, к.б.н., доцент Л. В. Кондакова). В работе секции приняли участие 56 человек из разных городов (Москвы, Сыктывкара, Кемерово, Санкт-Петербурга, Нижнего Тагила, Стерлитамака, Кирова). Было представлено 20 докладов, в которых рассматривались и обсуждались результаты исследований динамики микробных комплексов почв на фоновых и техногенно нарушенных территориях, при действии токсикантов различной природы, а также проблемы устойчивости цианобактерий и водорослей в условиях стресса.

25 апреля 2012 г. в рамках Всероссийской научной конференции прошли открытые практические занятия: «Биотестирование с использованием цианобактерий» (руководители – д.б.н., профессор Л. И. Домрачева, аспирант Т. С. Елькина), «Использование методов нанотехнологии в изучении живых систем» (руководитель – к.х.н. Д. Н. Данилов), «Методы биотестирования в оценке состояния экосистем» (руководитель – к.т.н. А. С. Олькова). При проведении практикумов участники конференции познакомились с современной приборной базой и опытом использования различных методов исследований живых систем сотрудниками ВятГГУ. По итогам пленарных докладов и открытых занятий по тематике конференции издан отдельный сборник материалов конференции.

В ходе работы «круглого стола» была обсуждена проблема «Специфические и неспецифические стрессовые реакции». На «круглом столе» было отмечено, что любой стимул, вызывающий адаптационные реакции организма, обладает специфическими и неспецифическими действиями. Понятие специфичности и неспецифичности адаптивных реакций применяют, определяя отношение ор-

ганизма к различным стрессорам и характеризуя реакцию различных организмов на один и тот же стрессор. В ходе «круглого стола» были обсуждены особенности проявления специфических и неспецифических реакций у микроорганизмов, растений, животных и человека.

На заключительном заседании участники конференции отметили высокий научный уровень представленных открытых занятий, докладов на пленарном и секционных заседаниях; качественные презентации, активность молодых учёных, аспирантов и студентов. Было отмечено, что для многих учёных такие мероприятия дают возможность приобрести новые и укрепить прежние научные контакты, организовать совместные научные исследования, обменяться опытом и переосмыслить многие аспекты научной деятельности.

В заключении было высказано единодушное мнение об успешности прошедшего мероприятия, его полезности и необходимости, а также о целесообразности проведения подобных конференций с элементами научной школы в будущем. Всем участникам конференции были вручены сертификаты, лучшие доклады были отмечены поощрительными грамотами.

Т. Я. Ашихмина, сопредседатель оргкомитета конференции, д.т.н., профессор, зав. лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, зав. кафедрой химии ВятГГУ;

С. Г. Скугорева, ответственный секретарь оргкомитета конференции, к.б.н., н.с. лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, доцент кафедры химии ВятГГУ.