



*Теоретическая
и прикладная*
ЭКОЛОГИЯ

№ 1

Индекс 82027, 48482



ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ
СРЕД И ОБЪЕКТОВ
ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
РИСК
И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ
БЕЗОПАСНОСТЬ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА

АГРОЭКОЛОГИЯ

ПРОМЫШЛЕННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

ХРОНИКА
СОБЫТИЙ
И МЕРОПРИЯТИЙ

ISSN 1995-4301

9 771995 430004

1
2013

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

В 1978 г. на строительном факультете Пермского политехнического института была открыта кафедра «Охрана окружающей среды», которая в 1990 г. стала выпускающей – началась подготовка инженеров-экологов. К этому времени из небольшой лаборатории вырос научный центр по экологии, создана научная школа. С 1991 г. при кафедре результативно работают аспирантура и докторантура, обеспечивающие подготовку высококвалифицированных научно-педагогических кадров. За период 1990–2012 гг. кафедрой подготовлено 72 кандидата и 22 доктора наук.

Заведующим кафедрой «Охрана окружающей среды» на протяжении тридцати пяти лет является доктор медицинских наук, профессор Яков Иосифович Вайсман.

Яков Иосифович Вайсман – известный учёный в области защиты окружающей среды, ведущий специалист по проблемам охраны водных объектов, утилизации и переработки бытовых и промышленных отходов, экологического менеджмента и аудита, экологического образования. Он является основателем и руководителем Пермской научной школы в области охраны окружающей среды.

Многочисленные научные труды Я. И. Вайсмана широко известны не только в России, но и за рубежом. Общее количество опубликованных работ более 350, в том числе монографии, учебники и учебные пособия, авторские свидетельства и патенты на изобретения. Научные разработки, выполненные под руководством



Заведующий кафедрой
Я. И. Вайсман

Я. И. Вайсмана, отмечены наградами, а на международной выставке в Брюсселе в 2001–2007 гг. – золотыми и серебряными медалями. Результаты научных исследований докладывались на международных конференциях в Германии, Болгарии, Австрии, Дании, Голландии, Финляндии.

Профессор Я. И. Вайсман – активно работающий учёный: с 1965 г. – член Проблемной комиссии по гигиене окружающей среды АМН России, с 1976 г. – эксперт ВОЗ по проблеме «Гигиенические аспекты водоснабжения населения развивающихся стран». В 1996 г. избран академиком Российской экологической академии. В 2003 г. за научные достижения Я. И. Вайсману присвоено звание «Заслуженный деятель науки РФ». Профессор Я. И. Вайсман в 2012 г. получил премию Пермского края в номинации «Лучшая работа в области наук о Земле».

НАУЧНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ КАФЕДРЫ

- Урбанистика
- Утилизация и переработка твёрдых бытовых отходов
- Обезвреживание токсичных и опасных отходов
- Экологические аспекты утилизации твёрдотопливных ракет
- Водоподготовка и очистка сточных вод
- Экологический менеджмент и аудит
- Экологический мониторинг
- Экологическое воспитание и образование
- Экологический дизайн, чистое производство, формирование экологического имиджа промышленных предприятий
- Биотехнология

Испытательно-лабораторный центр обеспечивает эколого-аналитическое сопровождение природоохранной деятельности:

- отбор и подготовка проб из объектов окружающей среды;
- производственный экологический контроль;
- мониторинг загрязнения объектов окружающей среды.

Объекты исследований	Контролируемые показатели
Вода природная поверхностных водоёмов Вода сточная и очищенная сточная	температура, водородный показатель (рН), взвешенные вещества, биохимическое потребление кислорода, химическое потребление кислорода, кислород растворенный, жёсткость общая, гидрокарбонат-ионы сухой остаток, железо общее, ионы аммония, нитрит-ионы, нитрат-ионы, фосфат-ионы, сульфат-ионы, хлорид-ионы, нефтепродукты
Почвы, донные отложения, илы	нефтепродукты
Атмосферный воздух	углерода оксид, азота оксид, азота диоксид, серы диоксид, взвешенные частицы (пыль)
Промышленные выбросы топливосжигающих установок	углерода оксид, азота оксид, азота диоксид, серы диоксид, сумма углеводородов (по метану); аэродинамические показатели газопылевых потоков: дифференциальное давление, температура потока, скорость потока, объёмный расход газа





*Теоретическая
и прикладная*
ЭКОЛОГИЯ
№ 1, 2013

**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 промыш-
ленности, 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

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.Г. Ильницкий — д.э.н., директор ОАО «Научно-исследо-
вательский проектно-изыскательский
институт «Кировпроект»

А.П. Трегуб — директор ФБУ «Государственный научно-
исследовательский институт промышленной
экологии»

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 директора 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

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

Журнал издаётся при поддержке
ФГБОУ 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,
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, Gilyarovsky 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
© Оформление. Издательство «О-Краткое»
Директор издательства «О-Краткое»
Евгений Дрогов

Подписано в печать 15.03.2013. Формат 60x84^{1/8}.
Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 12,5.
Тираж 1150 экз. Заказ № 1907.

Отпечатано в полном соответствии с качеством
предоставленных материалов
в ООО «Кировская областная типография»
610004, г. Киров, ул. Ленина, 2

-
- Ли Юй** профессор, директор Института микологии Цзилиньского аграрного университета, иностранный член Россельхозакадемии (КНР)
- В.А. Малинников** д.т.н., профессор, проректор 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 ОООР «Экосфера»)
- О.Ю. Растегаев** д.х.н., заместитель директора ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии»
- 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

Щеклеина Л. М., Шешегова Т. К. Проблема спорыньи злаков (*Claviceps purpurea* (Fr.) Tul.): история и современность (обзор) 5

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

Воронкова Т. В., Чудинов С. Ю. Теоретические аспекты водного баланса полигонов захоронения твёрдых бытовых отходов с системой рециркуляции фильтрата 13

Швецова И. Н., Батракова Г. М., Зайцева Т. А. Обоснование использования активного ила для биологической рекультивации почв, загрязнённых ароматическими аминами (анилином) 17

Белик Е. С., Рудакова Л. В., Калашикова М. Е. Оценка эффективности применения биосорбента на основе карбонизата в процессе деструкции углеводородов нефти 22

ПРОМЫШЛЕННАЯ ЭКОЛОГИЯ

Вайсман Я. И., Калинина Е. В., Рудакова Л. В. Использование материального потенциала опасных промышленных отходов 27

Ахмадиев М. В., Рудакова Л. В., Сакаева Э. Х. Влияние интенсивности аэрации субстрата в биореакторе на деструкцию углеводородов нефти 34

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

Цыбина А. В., Залесова Я. В. Организация эффективных систем управления экологической безопасностью на промышленных предприятиях 40

Кетов П. А., Фукалова Н. И. Загрязнение водных объектов свинцом (Pb) электроннолучевых трубок и вторичное использование свинецсодержащего стекла 45

Низовцев А. Н., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М., Габов Д. Н. Ртуть в техногенно нарушенных грунтах Республики Коми 49

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ПРОИЗВОДСТВА

Куликова Ю. В., Вайсман Я. И., Завизион Ю. В., Калинина Е. В. Стратегия обезвреживания осадков биологической очистки сточных вод 55

Базылева Я. В., Слюсарь Н. Н., Ильиных Г. В., Кортаев В. Н. Анализ перспектив извлечения материального и энергетического потенциала из потоков твёрдых бытовых отходов 61

Глушанкова И. С., Сурков А. А., Асеева Д. В. Термохимическая утилизация отходов потребления поликарбоната с получением сорбционных материалов с заданными свойствами 67

Вайсман Я. И., Пугин К. Г., Фукалова Н. И. Использование отходов производства феррованадия в качестве пересыпного материала на полигоне твёрдых бытовых отходов 72

АГРОЭКОЛОГИЯ

Воронина Л. П., Черкашина Н. Ф., Ильина И. И. Роль арахидоновой кислоты в регуляции роста и развития ячменя (*Hordeum vulgare* L.) 77

Закруткин В. Е., Коханистая Н. В. Ванадий в агроландшафтах Ростовской области 83

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

Коваль Е. В., Свинолупова Л. С., Огородникова С. Ю. Оценка токсических эффектов метилфосфоновой кислоты по ответным биохимическим реакциям фототрофных организмов 89

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ

Кабиров Р. Р., Черненко Т. В., Суханова Н. В., Шмелев Н. А. Состав и структура альгоценозов северотаёжных экосистем на различных элементах рельефа в условиях техногенной нагрузки 94

Широких И. Г., Зиновьева Д. А., Широких А. А., Огородникова С. Ю. Экспериментальное получение симбиотических ассоциаций почвенных стрептомицетов с цианобактериями 101

ХРОНИКА

Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред 107

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS of ECOLOGY

- Shchekleina L.M., Sheshegova T. K.*
The problem of ergot grains (*Clavicepspurpurea* (Fr.) Tul.):
Past and Present (review) 5

METHODOLOGY And METHODS of RESEARCH. MODELS And FORECASTS

- Voronkova T. V., Chudinov S. Yu.* Theoretical aspects
of landfill leachate recirculation 13
- Shvetsova I. N., Batrakova G. M., Zaitceva T. A.* Basis
for using activated sludge for bioremediation of soil
contaminated with aromatic amines (aniline) 17
- Belik E. S., Rudakova L. V., Kalashnikova M. E.* Evaluating
effectiveness of carbonizate-based biosorbent in the process
of decommission of petroleum hydrocarbons 22

INDUSTRIAL ECOLOGY

- Vaisman Ya. I., Kalinina E. V., Rudakova L. V.* Use of material
capacity of industrial waste dangerous for the environment 27
- Achmadiev M. V., Rudakova L. V., Sakaeva E. H.*
Substratum aeration intensity influence
on oil hydrocarbons degradation 34

ECOLOGICAL RISK AND ECOLOGICAL SAFETY

- Tsybina A. V., Zalesova Ya. V.* Organization
of effective environmental safety
management systems at industrial enterprises 40
- Ketov P. A., Fukalova N. I.* Water pollution with
cathode ray tubes lead (II) and reuse of lead-glass 45
- Nizovtsev A. N., Beznosikov V. A., Kondratyionok B. M.,
Gabov D. N.* Mercury in technologically disturbed ground
of the Komi Republic 49

CLEANER PRODUCTION

- Kulikova Yu. V., Vaisman Ya. I., Zavizion Yu. V., Kalinina E. V.*
Strategy of waste water sludge treatment utilizing 55
- Bazyleva Ya. V., Sliusar N. N., Ilyinykh G. V., Korotayev V. N.*
Analysis of the prospects for material and energy
potential recovery from municipal solid waste 61
- Glushankova I. S., Surkov A. A., Aseeva D. V.*
Thermochemical recycling of polycarbonate consuming with
producing sorption materials with desired properties 67
- Vaisman Ja. I., Pugin K. G., Fukalova N. I.*
Using ferrovanadium waste as overflow material
at the municipal solid waste landfill 72

AGRICULTURAL ECOLOGY

- Voronina L. P., Cherkasheva N. F., Ilina I. I.* Arachidonic acid
role in barley (*Hordeum vulgare* L.) growth
and development regulation 77
- Zakrutkin V. E., Kokhanistaya N. V.*
Vanadium in the agrolandscapes of Rostov region 83

ECOTOXICOLOGY

- Koval E. V., Svinolupova L. S., Ogorodnikova S. Yu.*
Assessment of toxic effects according to the response
of methylphosphonic acid biochemical reactions
of phototrophic organisms 89

ECOLOGY of POPULATIONS

- Kabirov R. R., Chernen'kova T. V., Sukhanova N. V.,
Shmelev N. A.* Composition and structure of algalocenoses
of north boreal ecosystems in different relief parts
in conditions of technogenic pressure 94
- Shirokikh I. G., Zinovieva D. A., Ogorodnikova S. Yu.,
Shirokikh A. A.* Experimentally obtained symbiotic
associations of cyanobacteria with soil streptomycetes 101

CHRONICLE

- Biodiagnostics in ecological assessment of soil and adjacent environments 107

УДК: 632.482.19 (048)

Проблема спорыньи злаков (*Claviceps purpurea* (Fr.) Tul.): история и современность (обзор)

© 2013. Л. М. Щеклеина, к.с.-х. н., с.н.с., Т. К. Шешегова, д.б.н., зав. лабораторией,
Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства Северо-Востока
им. Н. В. Рудницкого Россельхозакадемии,
e-mail: utkina.e.i@mail.ru

В статье приведены исторические сведения по открытию и исследованию спорыньи злаков. Описаны фитопатологические, медицинские и ветеринарные аспекты этой проблемы. Приведены основные причины возникновения болезни и обоснованы методы защиты, в т.ч. и селекционные – на примере исследований в НИИСХ Северо-Востока.

The article presents historical data on ergot of cereals discovering and research. Phytopathologic, medical and veterinary aspects of this problem are described. The main reasons of the disease are given and protection methods are stated, including selection ones – by the example of research at the North East agriculture research institute.

Ключевые слова: спорынья, склероции, вредоносность,
биология гриба, защита растений, озимая рожь

Keywords: ergot, sklerotium, injuriousness,
biology, protection of plants, winter rye

Большая вредоносность спорыньи (*Claviceps purpurea* (Fr.) Tul.) в сельском хозяйстве обусловлена возможностью отравления людей и животных зерном и сеном, содержащими склероции патогена. В то же время склероции с давних пор используются в медицине. Чрезвычайно широкий географический ареал спорыньи обусловил важную роль гриба в жизни человека.

Из истории проблемы. Сложный цикл развития спорыньи стал понятен в 1853 г. благодаря трудам французского учёного Tulasne. Он доказал, что склероции, сумчатая и конидиальная стадии, считавшиеся до сих пор обособленными грибами, представляют собой фазы развития одного и того же вида [1, 2].

Болезнь, вызываемая спорыньей, наделяла много неприятного в истории народов и целых государств. Заболевание, вызываемое отравлением алкалоидами спорыньи, называется эрготизмом. Первое упоминание о нём под названием «Огонь Святого Антония» относится к периоду Средневековья. Тогда были зарегистрированы случаи отравления спорыньей, проявившиеся в виде ощущения горения рук и ног, сильных конвульсий и судорог, потери сознания и галлюцинаций; позднее возникала гангрена конечностей в такой степени, что пальцы рук и ног чернели и отпадали, как будто сожжённые невидимым огнём [2, 3].

В 1670 г. доктор Thuillier выдвинул гипотезу, что эрготизм – результат потребления продуктов из зерна, инфицированного спорыньей. Следовательно, ключом к разгадке могло быть качество продовольствия. Сопоставив результаты засорённости ржи склероциями спорыньи с частотой возникновения болезни, Thuillier понял её причину, однако не смог доказать свою гипотезу. Это произошло намного позже, когда Rene Tulasne (1853) описал полный цикл жизни спорыньи [4].

Крупные вспышки заболевания эрготизмом были отмечены в 1927 г. (более 200 случаев) в Англии, а в 1951 г. – во Франции (также более 200 случаев). В России сильная эпидемия произошла в 1832 г., когда в 30 различных районах смертность достигала 66% [5]. По данным В. С. Синицкого (1963), особенно много заболевших наблюдалось в 1926–1927 гг. (10000 зафиксированных случаев) [6].

Таким образом, спорынья оказала большее, чем любая другая разновидность гриба, воздействие на мир в прошлом. И в настоящее время эта проблема не менее актуальна для отраслей сельского хозяйства, комбикормовой и перерабатывающей промышленности.

Гриб *C. purpurea* способен инфицировать большинство зерновых культур и дикорастущих злаков. Круг питающих растений этого патогена достигает 400 видов [1, 3, 7 – 13 и др.], но больше других культур спорыньей

поражается озимая рожь. Являясь перекрёстно опыляющимся растением, она имеет открытое цветение, и поэтому её завязь легко доступна для заражения [14 – 18]. Спорынья имеет ярко выраженную органотропную специализацию и приурочена только к генеративным органам растений.

Спорынья проявляется всюду при наличии условий, способствующих развитию гриба. Наиболее благоприятны районы с высокой влажностью воздуха (70% и выше) и умеренно тёплой погодой (около +20 °С) в период цветения растений. Эти условия, обеспечивающие высокую продуктивность спорыньи, чаще всего проявляются в республиках Прибалтики, западных областях Украины и Белоруссии, в центральной Европе, во многих районах Дальнего Востока, на Северо-Востоке европейской части России [1, 4, 19]. В Кировской области, по многолетним наблюдениям (1998–2012 гг.), распространение болезни в посевах озимой ржи составляет от 0,2 до 1,3%. Это означает, что в среднем 1 м² посева содержит от 0,5 до 3,3 растения со склероциями гриба. При сильном поражении (более 3-х склероций в колосе) их весовое содержание в урожае превышает допустимые нормативы для продовольственного и фуражного использования зерна. Наиболее поражаемым является сорт озимой ржи Кировская 89 (0,9–8,0%), но в отдельные благоприятные для патогена годы не менее поражаются и другие сорта: Фалёнская 4 – до 0,8%, Крона – до 4%, Вятка 2 – до 6%.

Вредоносность спорыньи многогранна. Прежде всего, это проблема фитопатологическая, т. к. часть зерна растение теряет за счёт замещения его склероциями. При поражении колоса происходит обеспложивание большого количества цветков, и не только тех, в которых образуются непосредственно склероции. Дело в том, что на их образование используется большое количество питательных веществ. Поэтому в ослабленных вследствие этого растениях задерживается развитие здоровых цветков, и зерно в них также не завязывается.

У заражённых колосьев озёрность снижается до 15% [20]. Однако это зависит от количества сформировавшихся склероций. По данным А. И. Немковича (2005), озёрность колоса с одним и двумя склероциями снижалась на 22%, с тремя – на 41%, с четырьмя – на 50 и с пятью – на 52% [21]. В исследованиях В. Блашчака (1954) и Л. С. Гитмана (1960), потери урожая из-за спорыньи составляют не более 0,3% [2, 14]. Другие исследователи оце-

нивали их намного больше – до 20% [22] и до 34% [А. Л. Руоколо, 1957 – цит. по 23].

Из-за опасности использования загрязнённого зерна на пищевые и кормовые цели проблема спорыньи является медицинской и ветеринарной. Ядовитые свойства склероций обусловлены содержанием в них алкалоидов, объединяемых под общим названием эргоалкалоиды: эрготамины, эрготоксины и эргометрины [22 – 26 и др.]. Способность спорыньи продуцировать алкалоиды является наследственно закреплённым свойством, а не результатом воздействия определённых природно-климатических условий года [17, 19, 27, 28]. Тем не менее количественное и качественное содержание алкалоидов непостоянно и зависит в какой-то мере от географического фактора, климатических условий и растения-хозяина. Исследования В. С. Силицкого (1962) показали, что склероции на озимых и яровых культурах продуцируют примерно одинаковое количество алкалоидов. Так, среди сортов озимых культур количество алкалоидов изменялось от 0,199 до 0,291%, а среди яровых – от 0,200 до 0,284% [22]. Общее содержание алкалоидов в склероциях колеблется от 0,1 до 0,4%, а в культивируемом растении может достигать 0,7% [17].

Как уже отмечалось, заболевание, вызываемое ядовитыми веществами спорыньи, называется эрготизмом. Хотя эрготизм имеет много разновидностей, только два варианта считаются наиболее серьёзными: конвульсивный и гангренозный (омертвевший). Следует отметить, что симптоматика отравлений у человека, млекопитающих и птиц сходна.

При гангренозном эрготизме у больного появляются острые боли, происходит отторжение мягких тканей или целых конечностей. Этот тип эрготизма вызывает гангрену, сжимающая кровеносные сосуды, ведущие к конечностям. Если инфицированные конечности удалены, то инфекция может распространяться дальше. Такой эрготизм чаще встречается у животных, воздействуя на их хвосты, уши и копыта. Конвульсивный эрготизм («злые корчи») характеризуется психическими расстройствами, возникающими через 2–3 недели, а в тяжёлых случаях и на третьи сутки. Это наиболее тяжёлая форма эрготизма: у больного крутит и искажает органы, вызывая боли и судороги, которые чередуются эпилептиформными припадками. В некоторых случаях это сопровождается судорогами мускулов и галлюцинациями, а также множеством других признаков (тошнота, рвота, боли в животе).

Воздействие на центральную нервную систему сопровождается бессонницей, оглушенностью, трансформирующейся в психомоторное возбуждение, напоминающее алкогольное [4].

Принимая во внимание особую опасность спорыньи для человека и животных, содержание склероциев в продовольственном и фуражном зерне во всём мире строго регламентируется. В настоящее время в связи с вхождением России во Всемирную торговую организацию ГОСТы на зерно ещё более ужесточаются. Следует отметить, что российский ГОСТ 16990-88 на заготавливаемую рожь менее жёсткий и допускает наличие 0,25% склероциев спорыньи для группы А (переработка в муку) и 0,5% для группы В (кормовая рожь). В оригинальных и семенах высших репродукций наличие склероциев спорыньи не допускается [29].

В очень небольшом количестве ядовитые химические вещества спорыньи являются полезными. Химико-фармацевтическая промышленность широко использует склероциев в качестве сырья для производства лечебных препаратов, применяемых в акушерстве, гинекологии и хирургии. В последние годы препараты, изготовленные на основе алкалоидов спорыньи, находят широкое применение в лечении мигрени, гипертонии, стенокардии, базедовой болезни, а также в неврологии и психиатрии как седативно-транквилизирующие агенты и т. д. [24, 30].

Для медицинских целей склероциев получают либо на растениях, либо в лабораторных условиях в сапрофитной культуре [24, 31, 32]. Во Всероссийском институте лекарственных и ароматических растений (ВИЛАР) в настоящее время селекционированы и запатентованы новые высокопродуктивные промышленные штаммы спорыньи – продуценты различных эргоалкалоидов. Разработана уникальная для России интенсивная технология возделывания спорыньи на ржи, позволяющая обеспечить сырьём производство лекарственных препаратов. Методом индуцированного мутагенеза получены генетически изменённые линии сапрофитной культуры спорыньи эрготаминового и эргокриптинового штаммов [33].

Таким образом, вредные свойства спорыньи благодаря их изучению и освоению используются в настоящее время и для спасения жизни людей. Тем не менее фитопатологическая проблема до сих пор не решена и имеет тенденцию к усилению.

Биология гриба *S. purpurea* довольно сложная, что существенно затрудняет применение различных методов борьбы со спо-

рыньей. В систематическом положении гриб относится к классу Ascomycetes, порядку Nurocreales, семейству Clavicipiteae, роду *Claviceps*. Цикл развития возбудителя складывается из трёх обособленных стадий: склероциальной, сумчатой (половая стадия гриба) и конидиальной (бесполовая стадия). Таким образом, инфекционных структур у гриба несколько: склероциев, головчатая строма с перитециями, сумка с сумкоспорами, грибница, конидиеносцы с конидиями.

Склероциальная (зимующая) стадия спорыньи представлена рожками – склероциями тёмно-фиолетового цвета со специфическим запахом и приторным сладковатым вкусом. Они являются единственной формой сохранения жизни возбудителя в природе (в почве и в семенном материале). Величина склероциев зависит от условий развития как питающего растения, так и самого паразита; от количества и положения рожков в колосе и изменяется в значительных пределах. Например, длина их у ржи колеблется от нескольких миллиметров до 5 см при диаметре склероциев до 0,8 см и весе от 0,01 до 1,2 г [2, 8, 10]. В наших исследованиях длина склероциев ржи изменялась от 2,1 до 5,4 см, а ширина — от 0,3 до 0,7 см [34]. Они, как правило, легче зерна по удельной массе. На этом свойстве основан принцип их механического разделения. Количество склероциев в колосе может быть различным: от одного до нескольких. При искусственном заражении колоса их формировалось до 20 штук [34]; ранее встречались колосья, заполненные ими на 100% [35].

Созревшие склероциев при уборке урожая опадают на землю, перезимовывают и весной при благоприятных условиях прорастают. Лишь в исключительных случаях они могут перезимовать дважды [18]. Для успешного прорастания рожков необходим период физиологического дозревания при низких температурах: от 0° до –5 °С (максимум –12 °С) [8]. Продолжительность этого периода в естественных условиях равна 8–9 месяцам, но её можно искусственно сократить до 1,5 месяцев [36]. Прорастание склероциев происходит при температуре +10° – +20 °С, влажности воздуха 85–90% и почвы 30–35% [8].

При прорастании склероциев образует строма, состоящую из головки (плодовое тело) и более или менее длинной ножки (строма). Появление стромы характеризует собой начало *сумчатой стадии* гриба. Перезимовавшие склероциев прорастают с появления мелких бугорков на поверхности почвы. Бугорки

быстро удлиняются и через 1-2 суток принимают форму головки на ножке. Длина стром зависит от многих факторов: глубины заделки склероций, механического состава, плотности и влажности почвы, крупности самого склероция и т. д. [12, 34]. Количество образовавшихся на склероциях стром обуславливает определённый потенциал инфекции, и чем их больше, тем выше вероятность инфицированности посевов. Например, один склероций, сформировавшийся до 52 стром с плодовыми телами и численностью 5324800 спор, может заразить все растения на одном гектаре посева ржи [4].

По периферии каждой головки формируется непрерывный слой сумчатого спороношения, представляющий собой кувшиновидные плодовые тела – перитеции, в которых созревают сумки (аски) с сумкоспорами (аскоспорами). В каждой сумке заключено по 8 аскоспор. По мере созревания аскоспора выбрасываются из сумок и потоком воздуха переносятся на завязи цветущих колосьев. Попав на завязь цветков, аскоспора прорастают, образуя ростовые трубки, которые постепенно увеличиваются в размерах, ветвятся, переплетаются между собой, образуя грибницу [2, 12, 36 – 39].

В ходе дальнейшего развития на концах гиф грибницы «отшнуровывается» большое количество конидиоспор (*конидиальная стадия*). Они одноклеточные, овальной или эллипсоидальной формы от 6 до 10 мкм длиной, 2–4 мкм шириной [40]. Одновременно с этим выделяется клейкая сладковатая жидкость – «медвяная роса», которая содержит 7 различных сахаров, в первую очередь фруктозу и глюкозу, а также аминокислоты [41]. Она выступает в виде капелек между цветочными чешуями, привлекая насекомых, и тем самым способствует распространению конидий гриба на соседние цветки и их последующему (вторичному) заражению [18, 42, 43]. Появление «медвяной росы» происходит, в зависимости от погодных условий, спустя 7–14 дней после заражения цветка аскоспорами гриба. Заканчивается эта стадия с окончанием цветения растений, причём прекращается и распространение в поле летних спор гриба.

Первичное заражение растений в природе и при искусственной инокуляции может происходить как посредством аскоспор, так и конидий. Источником аскоспор в естественных условиях могут быть рожки, опавшие при уборке урожая предшествующей зерновой культуры, а также мелкие склероции с дикорастущих трав. Источником конидий для первичной инфекции служат заражённые и ра-

ноцветущие злаки, которые к моменту цветения зерновой культуры выделяют «медвяную росу» с большим количеством конидиоспор.

Вторичное заражение осуществляется только посредством конидий, распространяющихся насекомыми, а также при участии ветра, который вызывает соприкосновение здоровых и поражённых колосьев друг с другом.

Из конидиальной грибницы постепенно, путем её разрастания и уплотнения, образуется склероций, который после созревания колоса падает на землю, и цикл развития повторяется.

Защита растений от спорыньи. Известно, что степень распространения спорыньи является своеобразным показателем правильной организации производства, уровня культуры земледелия и семеноводства. Однако во многих хозяйствах культура земледелия зачастую провоцирует развитие болезни, чем ограничивает её распространение. Необоснованное применение минимальных способов обработки почвы, короткоротационных зернонасыщенных севооборотов, посев свежееубранными семенами, засорённость посевов и прилегающих территорий злаковыми сорняками, рост количества «бросовых» земель и отсутствие эффективных зерноочистительных машин – вот те основные причины, обеспечивающие сохранность склероций в природе и возобновление болезни. Сложность ещё в том, что для борьбы со спорыньей пока нет надёжных фунгицидов, а методы генетической защиты ржи от этого патогена ещё не разработаны. В селекционном плане эта проблема также практически не изучена. Нет данных об устойчивости генофонда зерновых культур, в том числе и ржи, к болезни; отсутствуют эффективные источники и доноры признака; неясны механизмы устойчивости к патогену; не разработаны целенаправленные селекционные программы.

Ведущая роль в борьбе со спорыньей, несомненно, принадлежит агротехническим и организационно-хозяйственным мероприятиям, правильное и неукоснительное соблюдение которых позволяет успешно с ней бороться. Одним из них является наличие переходящего и страхового семенного фонда, желательного хранящегося в течение двух лет. Это существенно снижает жизнеспособность склероций. Данные многих исследователей [4, 7, 8, 37, 38, 44 – 47 и др.] свидетельствуют, что склероции, находившиеся в семенном материале более 7-8 месяцев, теряют свою способность к формированию стром. По данным Э. В. Дабквичюса (1985), свежееубранные

склероции прорастают на 48%, а выдержанные на складе один год – на 5,7%, два года – на 0,5% [45]. В наших исследованиях свежие склероции после физиологического дозревания прорастали на 90–100%, прошлого года – не более чем на 10% [34].

Нельзя возделывать зерновые культуры на одном поле более 2-х лет. Осыпавшиеся на почву склероции при поверхностной её обработке могут инициировать заражение последующей зерновой культуры, поскольку возбудитель *S. purpurea* – полифаг [48]. Многие исследователи отмечают, что лучше всего прорастают и образуют больше стром крупные склероции, разбросанные на поверхности почвы и с глубины 0,5–5,0 см. Склероции, заделанные в почву на большую глубину, прорастают, но их стромы редко достигают поверхности почвы. И в этом случае они в патогенезе не участвуют. Показано, что склероции, заделанные в почву на глубину 2–4 см, прорастали на 90% и образовывали до 44 стром с плодовыми телами. Стромы склероций с большей глубины (6–8 см) достигали поверхности примерно на 5–7 дней позднее. В этом случае аскоспоры, образуемые в таких перитециях, вызывают инфицированность позднеспелых сортов, отдельных растений или стеблей. Количество плодовых тел на склероциях, заделанных на глубину 8 см, не более 32 штук [34].

Важна также хорошая перезимовка озимых зерновых культур и умеренная подкормка посевов весной азотными удобрениями для того, чтобы сформировать ровную и достаточно плотную густоту стеблестоя. Это поможет избежать недоразвитых стеблей, на которых появляется много спорыньи [13, 18]. Однако следует учитывать, что повышение дозы азотных удобрений, способствует увеличению суммы алкалоидов в склероциях, что увеличивает их токсичность [22].

Что касается химических мер борьбы, то протравители семян не обеспечивают полную защиту от спорыньи, т. к. биологическая эффективность их невысокая, а доля склероций в семенном материале очень мала. Первые исследования по изучению протравливания семян озимой ржи проведены в Германии. Оценивался химический препарат байтан-универсал, 19,5% с.п., эффективность которого в подавлении склероциев достигала 94,4% [49]. В Литве исследования по этому вопросу проводил Э. В. Дабкявичюс [45, 50, 51]. В лабораторных и полевых экспериментах было установлено, что протравители

задерживали прорастание склероций и формирование плодовых тел. Наиболее эффективными были фундозол, ТМТД, фентиурам и гранозан. В Республике Беларусь лучшие результаты по ингибированию прорастания склероций получены от применения препаратов: байтан-универсал, 19,5%, суми-8, 2%; паноктин, 35%; максим, 2,5% и биопрепарата агат 25К [52]. В исследованиях Татарского НИИСХ хорошие результаты показал био-препарат Экстрасол, обеспечивший повышение зимостойкости озимых зерновых культур и устойчивости их к спорынье [53]. Учитывая важность вторичной инфекции в патогенезе, проблему могла бы решить обработка растений в начале их цветения фунгицидами, но в «Списке препаратов, разрешенных к применению на территории РФ (2012)», их нет. С другой стороны, здесь есть опасность повреждения открытых завязей. Поэтому фунгициды должны иметь по возможности не химическое происхождение.

Эффективно применение гербицидов на посевах зерновых культур, так как при этом уничтожаются сорные злаковые растения – резерваторы сохранения и накопления спорыньи. Определённого эффекта по снижению уровня вторичного заражения конидиями можно достичь, применяя инсектициды в период «кущение – начало цветения». В этом случае будут уничтожаться насекомые-переносчики [14].

Сорта зерновых культур, в т. ч. и ржи, устойчивые к спорынье, в производстве отсутствуют. Проблему осложняет отсутствие эффективных источников и доноров устойчивости. Исследования в Германии показали, что в условиях искусственного заражения спорыньей популяционные сорта поражаются меньше, чем гибридные и синтетические [54]. Однако их потенциальная поражённость в 12 раз выше, чем допустимый уровень содержания склероций. Тем не менее варьирование засорённости зерна склероциями между сортами составило от 0,4 до 1,4%, что может служить отправной точкой при селекции на устойчивость.

Поскольку заражение осуществляется во время цветения растений, необходимо возделывать сорта, которые характеризуются укороченным периодом этой фазы. Это один из важных механизмов устойчивости к спорынье, который активно используется в отечественной и зарубежной селекции ржи.

В Московском НИИСХ установлено, что тип короткостебельности оказывает суще-

ственное влияние на степень поражения растений [29]. Так, в условиях благоприятного для спорыньи 2006 г. поражённость 15 сортов ржи с рецессивно-полигенным типом короткостебельности составила 0,25 г склероциев на 1 кг, а у 10 сортов с доминантно-моногонным типом – 0,99 г на 1 кг. Причиной такой восприимчивости к спорынье могла быть позднеспелость сортов с доминантной короткостебельностью, недружное цветение растений и большое количество подгонов в стеблестое. Поэтому скороспелые генотипы с выровненным стеблестоем могут также служить источниками устойчивости.

В НИИСХ Северо-Востока работа по селекции озимой ржи на устойчивость к спорынье начата в 2009 г. В настоящее время в лаборатории иммунитета и защиты растений имеется рабочая коллекция аскоспор и конидий возбудителя, позволяющая проводить искусственное заражение не только ржи, но и других зерновых культур. Отработаны различные методы заражения растений (инокуляция цветков, опрыскивание растений, внесение склероциев в почву) с целью поиска и создания источников устойчивости к болезни. Ежегодно проводится оценка районированных сортов и перспективных популяций озимой ржи селекции НИИСХ Северо-Востока на устойчивость к болезни. Высокой устойчивостью характеризуются возделываемые сорта озимой ржи: Рушник и Флора, а также перспективные популяции: 41/08, 37/04, 27/07, С-30/07. Изучается филогенетическая специализация возбудителя, жизнеспособность склероциев и вредоносность болезни. Осуществляется поиск морфологических механизмов устойчивости к спорынье. Методом индивидуального отбора на искусственном инфекционном фоне *S. purpurea* ежегодно выделяются формы ржи, обладающие высокой устойчивостью к спорынье. На их основе сформировано несколько популяций, проходящих дальнейшее селекционное изучение.

Заключение. Спорынья зерновых культур и злаковых трав – серьёзная проблема в сельскохозяйственном производстве. Из-за низкой озёрнённости генеративных органов растений наблюдается существенный недобор урожая. Кроме того, избыток токсичных склероциев в муке и кормах может вызвать серьёзные отравления человека и животных. Бороться со спорыньей можно и нужно. На первом этапе достаточно соблюдения 3-х важных агроприёмов: не возделывать зерновые

культуры на одном поле более 2-х лет; проводить после уборки зерновых культур вспашку с оборотом пласта; не использовать для посева свежесобранные семена. Необходимо сохранять посевы и обочины полей чистыми от злаковых сорняков. В связи с этим особую боль в настоящее время представляют земли, вышедшие из сельскохозяйственного оборота. Это фактически (не юридически) «ничейная территория» со всеми вытекающими последствиями. За рубежом такие земли – это биологический национальный резерв. Они должны быть образцом консервирования. На них проводятся все необходимые мероприятия, ограничивающие их негативное влияние на агроэкологию. Хотелось бы обратить внимание химической промышленности на практическое отсутствие эффективных фунгицидов в защите от спорыньи, а отечественное сельскохозяйственное машиностроение – на отсутствие недорогих, но эффективных машин по очистке зерновой массы от склероциев. Селекционные учреждения работают над проблемой спорыньи, но пока иммунных и устойчивых сортов нет. Перспективный селекционный материал находится на разных этапах изучения.

Литература

1. Рождественский Н.А. Спорынья. Сводка современных данных о спорынье. Л. 1927. 165 с.
2. Блашчак В. Спорынья // Природа. 1954. № 6. С. 75–77.
3. Каракулин Б.П. Новое о спорынье // Природа. 1938. № 7. С. 124–127.
4. Рукшан Л.В. Спорынья. Минск: Изд. Центр БГУ, 2003. 216 с.
5. Левитин М.М. Фитопатогенные грибы и болезни человека // Защита и карантин растений. 2009. № 9. С. 24–25.
6. Синицкий В.С. Об искусственном заражении ржи спорыньей // Ботанический журнал. 1963. Т. 48. № 2. С. 219–222.
7. Владимирский С.В. Географическое распространение и зоны вредоносного значения на ржи в СССР // Современная ботаника. 1939. № 5. С. 77–87.
8. Пшедецкая Л.И. Биологические особенности спорыньи на культурных и луговых злаках как материал для обоснования мероприятий по борьбе с ней: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Л. 1953. 20 с.
9. Schlicks V., Star F. Beitrag zur Taxonomie und Nomenklatur der Gattung Claviceps. Tul, Presley. 1962. Roc. 34. Nr. 3. S. 229–244.
10. Струкчинскас М. Некоторые данные о спорынье в Литве // IV симп. Прибалт. микологов и лихенологов. Рига. 1965. С. 144–148.

11. Schultz T.R. Control of Ergot in Kentucky bluegrass Seeded Production Using Fungicides // Plant Dis. 1993. V. 77. P. 685–687.
12. Буга С.Ф., Немкович А.И. Спорынья озимой ржи // НТИ и рынок. 1997. № 7. С. 22–23.
13. Немкович А.И. Биологическое обоснование защиты озимой ржи от спорыньи: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Прилуки. 1999. 21 с.
14. Гитман Л.С. Материалы о различной восприимчивости злаков к спорынье (Обзор) // Степень изученности и практического использования иммунитета различных культурных растений к главнейшим болезням и вредителям: Тез. докл. III Всесоюз. совещ. по иммунитету к вредителям и болезням. Вып. 8. Кишинёв. 1960. С. 33–38.
15. Богомолов А.М. Об интенсификации цветения ржи и приёме дополнительного её опыления // Биология и агротехника сельскохозяйственных культур. Т. 49. Горки. 1967. С. 33–46.
16. Кудряшова З.Н. Микология с основами фитопатологии. Минск: Изд-во «Высшая школа», 1968. 283 с.
17. Казаков Е.Д. Вредные примеси в зерне (Ядовитые и карантинные). М.: Заготиздат, 1962. 125 с.
18. Чуприна В.П., Киреевкова А.Е. Спорынья на озимой пшенице. Меры борьбы // Главный агроном. 2004. № 5. С. 34–35.
19. Шаин С.С. Возделывание спорыньи на ржи // Возделывание спорыньи на ржи: Лекарственное растение. Обзорная информация М.: ЦБНТИмедпрот, 1987. Вып. 4. 50 с.
20. Кособуцкий М.И. Спорынья в Вотской Автономной области в 1926–1928 гг. Л.: Изд. Вотск. обл. ст. зап. раст. и научн. общ. по изуч. Вотского края. 1929. С. 3–64.
21. Немкович А.И. Последствия заражённости озимой ржи спорыньей // Защита и карантин растений. 2005. № 5. С. 42–43.
22. Синицкий В.С. Разведение спорыньи (*Claviceps purpurea* Tul.) на ржи в Ленинградской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л. 1962. 18 с.
23. Гитман Л.С. Вниманию спорыньи // Защита растений. 1967. № 7. С. 43.
24. Саркисова М.А., Шаин С.С., Бритвенко Л.И. Поиск новых штаммов спорыньи – продуцентов пептидных эргоалкалоидов // Микология и фитопатология. Т. 17. Вып. 3. 1983. С. 203–205.
25. Фонин В.С., Романенко В.И., Озёрская С.М. Изучение условий хранения штаммов паразитарной спорыньи *Claviceps purpurea* (Fr.) Tul. Новые и нетрадиционные растения и перспективы их использования: Мат. V Междунар. симпозиума. М. 2003. Т. I. С. 358–360.
26. Гагкаева Т.Ю., Дмитриев А.П., Павлюшин В.А. Микробиота зерна – показатель его качества и безопасности // Защита и карантин растений. 2012. № 9. С. 14–18.
27. Масалаб Н. Методы паразитарного культивирования спорыньи для медицинских целей. М.: Медгиз, 1941. 102 с.
28. Авраменко И.Д. Микробиология. Мн.: Колос, 1978. 154 с.
29. Гончаренко А.А. Современное состояние производства, методы и перспективы направления селекции озимой ржи в РФ // Озимая рожь: селекция. Семеноводство, технологии и переработка: Мат. Всерос. научн.-практ. конф. Уфа. 2009. 248 с.
30. Заболотная Е.С. Содержание алкалоидов в дикорастущей спорынье в зависимости от районов произрастания // Тр. ВИЛАР. 1959. С. 11.
31. Шалагина А.И. Островский Н.И. Баньковская А.Н. Разведение *Claviceps purpurea* на среде с гербицидами // Микробиология. 1966. Т. 35. № 1. С. 48–50.
32. Низковская О.Н., Шиврина А.Н. О биосинтезе алкалоидов спорыньи в сапрофитной культуре // Микология и фитопатология. Т. 3. В. 1. 1969. С. 66–75.
33. Быков В.А., Сокольская Т.А., Сидельников Н.И. Уникальный центр лекарственного растениеводства // Защита и карантин растений. 2012. № 8. С. 3–7.
34. Шешегова Т.К., Щеклеина Л.М. Селекция озимой ржи на болезнеустойчивость в НИИСХ Северо-Востока. Озимая рожь: селекция, семеноводство, технологии и переработка: Мат. Всерос. научн.-практ. конф. Екатеринбург, 2012. С. 76–82.
35. Пшедецкая Л.И. Склероциальная стадия *Claviceps purpurea* Tul. // Вестник ЛГУ. 1974. № 21. С. 57–61.
36. Синицкий В.С. О первичном и вторичном заражении ржи и культуре её на спорынью // Ботаника. 1962. Т. 47. № 10. С. 1482–1487.
37. Бочаров Д.К. К биологии прорастания рожков спорыньи // Бюллетень НТИ ВНИИК им. В.Р. Вильямса. 1957. № 3. С. 61–64.
38. Ефимова Н. О спорынье дикорастущих трав // Сельское хозяйство Казахстана. 1969. № 5. С. 38.
39. Пшедецкая Л.И. Условия зимовки и особенности прорастания склероциев спорыньи // Вестник ЛГУ. Вып. 4. 1978. № 21. С. 63–68.
40. Пшедецкая Л.И. Конидиальная стадия гриба *Claviceps purpurea* Tul. // Вестник ЛГУ. 1975. № 21. С. 39–45.
41. Mühle E. Krankheiten und Schädlinge der Futtergraser. Leipzig. 1971. P. 153–166.
42. Мушеникова К.С. Спорынья зерновых культур и меры борьбы с ней. М.: Колос, 1980. 72 с.
43. Никифоров А.М. Борьба с вредителями и болезнями сельскохозяйственных культур. М.: Колос, 1983. 152 с.
44. Kirchoff H. Beiträge zur Biologie und Physiologie des Mutterkornpilzes // Zb. 1929. № 77. S. 310–369.
45. Дабкявичюс З.В. Спорынья злаковых трав и меры борьбы с семенной инфекцией овсяницы луговой в условиях Литвы: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Самохваловичи Минской обл. 1985. 18 с.
46. Meyer B. Untersuchungen über die Entwicklung einiger parasitischer Pilze bei saprophytischer Ernährung, die künstliche Kultur der Sphacelia Sporen und das Vol-

kommen und die Heimdauer derselben in der Natur // J. Landw. 1988. №. 17. S. 924.

47. Буга С.Ф., Немкович А.И. Роль гидротермических условий в прорастании склероциев *Claviceps purpurea* (Fr.) Tul. // Белорусский НИИ защиты растений: Сб. тр. Вып. XXI. 1998. С. 128–131.

48. Павлова В.В. Спорынья зерновых – результат плохого хозяйствования // Агро XXI. 2000. № 7. С. 4–5.

49. Frauenstein K. Bedeutung der Fruchtfolge für den Mutterkornbefall des Roggens // Taf. – Ber. Akad. Landwirtschaft Wiss. DDR. Berlin. 1988. № 621. S. 271–273.

50. Дабкявичюс Э.В. Биология спорыньи злаковых трав и меры борьбы // Сб. тр. Литовского НИИ земледелия. 1984. № 53. С. 85–92.

51. Дабкявичюс Э.В. Важнейшие грибные болезни злаковых растений, их распространение и меры борьбы: Автореф. дис. ... доктор. с.-х. наук. Вильнюс. 1995. 60 с.

52. Буга С.Ф., Немкович А.И. Влияние протравителей на прорастание склероциев спорыньи *Claviceps purpurea* (Fr.) Tul. // Известия Академии аграрных наук Республики Беларусь. 1997. № 4. С. 56–58.

53. Хазиев А.З. Селекционные и агротехнические пути повышения устойчивости озимых культур к спорынье в Среднем Поволжье: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Киров. 2008. 19 с.

54. Miedaner T. Züchtung // In Buch: Roggen-Getreide mit Zukunft. DLG-Verlag-Gmb. 2007. S. 27–51.

Теоретические аспекты водного баланса полигонов захоронения твёрдых бытовых отходов с системой рециркуляции фильтрата

© 2013. Т. В. Воронкова¹, к.т.н., доцент, С. Ю. Чудинов², директор,

¹Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
²ООО «Буматика»,
e-mail: tatiana.voronckova@yandex.ru

Статья посвящена проблеме образования фильтрационных вод, образующихся при эксплуатации полигонов захоронения твёрдых бытовых отходов. Технология рециркуляции фильтрата рассмотрена как один из механизмов управления эмиссиями загрязняющих веществ и воздействия на продолжительность жизненного цикла полигона.

This paper deals with leachate recirculation caused by landfill of solid domestic waste. Recirculation is defined as one of the mechanisms helping to control emissions. In addition, recirculation is viewed as an instrument that affects the duration of landfill life cycle.

Ключевые слова: полигон захоронения твёрдых бытовых отходов, фильтрат, рециркуляция

Keywords: landfill, leachate, recirculation

В настоящее время полигоны захоронения твёрдых бытовых отходов (ТБО) являются одной из ключевых частей системы их удаления с территории населённых мест.

Существующие нормы и правила, связанные с утилизацией отходов путём захоронения на полигонах и с мерами по охране окружающей среды, предполагают минимизацию эмиссии загрязняющих веществ до нормативного уровня и уменьшение времени воздействия полигона на объекты окружающей среды. В данном аспекте наибольшее внимание должно уделяться как техническим решениям по захоронению отходов, так и приёмам интенсификации процессов их разложения.

Надёжность технических решений по инженерной инфраструктуре современных полигонов существенно изменилась за последние годы, что связано с развитием экономики, ужесточением требований нормативных документов в области проектирования, строительства и эксплуатации полигонов ТБО, а также изменениями в социальной сфере. Конструкция новых полигонов направлена на снижение негативного влияния на объекты окружающей среды. Вместе с тем до последнего времени остаётся недостаточно проработанным вопрос по управлению водным балансом полигона. Проблема образования фильтрата сопровождает полигон с начала его эксплуатации и в течение многих десятилетий после его закрытия.

Анализ нормативно-методических документов и собственный опыт проектирования и эксплуатации полигонов ТБО позволил сформулировать основные элементы системы управления образованием фильтрата.

Управление количеством поступающих отходов. Первым шагом в стратегии контроля образования фильтрата должна быть минимизация поступающих на захоронение отходов, что может быть достигнуто путём развития технологий выделения и переработки вторичного сырья, биологической и термической утилизации не утилизируемой фракции.

Контроль за поступлением воды на участки захоронения. Стратегия управления количеством поступающей при захоронении отходов жидкости напрямую связана с качеством отходов. При захоронении биоразлагаемых отходов необходимо достаточное количество воды до достижения определённого уровня биостабилизации. В этом случае количество воды в массиве отходов должно контролироваться с учётом климатических особенностей региона. И, наоборот, в случае захоронения отходов, не подвергающихся биологической деструкции, необходимо использование мероприятий и технологических решений, исключающих попадание влаги в массив отходов. К таким мероприятиям могут относиться: гидроизоляция отходов, создание системы поверхностного дренажа, уплотнение отходов.

Управление биохимическими процессами в массиве отходов. Основным способом управления качеством фильтрата является стимулирование биохимических процессов. Основной целью стимулирования биохимических процессов является преобразование и перенос большего количества углерода из твёрдой фазы отходов в газообразную, а не в жидкую, что достигается путём интенсификации метаногенеза.

Одним из механизмов управления эмиссиями загрязняющих веществ на полигонах захоронения ТБО, а также инструментом воздействия на продолжительность жизненного цикла полигона является технология рециркуляции фильтрата.

Классическая схема эксплуатации полигона предполагает сбор фильтрата в ёмкости или пруды-усреднители, после заполнения которых осуществляется подача на локальные очистные сооружения или вывоз на городские очистные. Оба варианта являются дорогостоящими. При рециркуляции фильтрат возвращается в тело полигона, обеспечивая уменьшение его объёма за счёт интенсификации испарения. Рециркуляция фильтрата имеет не только экономические преимущества, связанные с минимизацией затрат на очистку сточных вод, но и позволяет снизить экологические риски на постэксплуатационном этапе жизненного цикла полигона. Очевидно, что срок службы любого, даже самого современного противofильтрационного экрана, лежащего в основании полигона, значительно меньше периода выделения фильтрата. Рециркуляция фильтрата приводит к более быстрому разложению отходов, а сле-

довательно, интенсифицирует процессы стабилизации рабочего тела полигона. Соответственно основной объём загрязнённого фильтрата будет образовываться в период эксплуатации полигона, когда противofильтрационный экран ещё не разрушился и его свойства отвечают нормативным требованиям. Условно схема рециркуляции потока фильтративных вод представлена на рисунке 1.

Для корректного управления биохимическими процессами, проходящими в массиве отходов при рециркуляции фильтрата, необходимо контролировать количество жидкости, поступающей в массив отходов и выходящей из него, то есть составить водный баланс полигона захоронения отходов.

Известны методы прогнозирования объёма образования фильтрата, образующегося на полигоне [1, 3 – 5]. Несмотря на то, что в этих методах применяются различные подходы для оценки водного баланса полигона, большинство из них относится к полигонам с классической схемой сбора и удаления фильтрата, без его рециркуляции.

Уравнение водного баланса полигона, на котором внедрена система рециркуляции фильтрата, может быть представлено следующим образом:

$$A.O. + P.Ф. = П.С. + П.Ф. + И. + Н.З.,$$

где А.О. – атмосферные осадки;

Р.Ф. – рециркулируемый фильтрат;

П.С. – поверхностный сток;

П.Ф. – возможные потери фильтрата за счёт вертикальной фильтрации через осно-

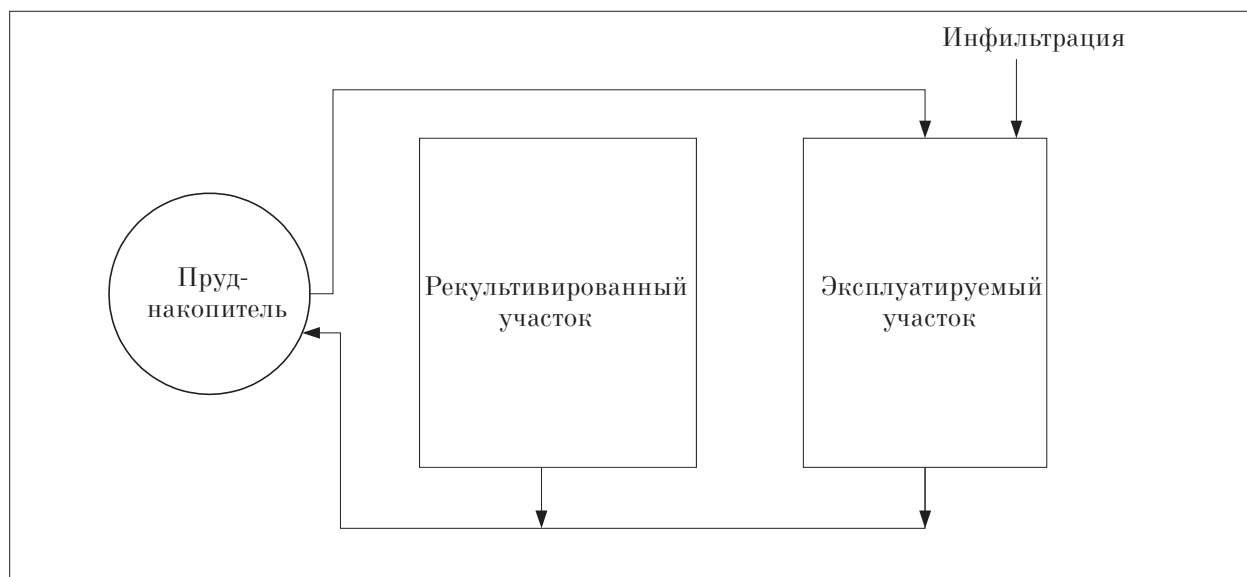


Рис. 1. Схема рециркуляции потока фильтративных вод

вание полигона и перелива фильтрата через ограждающую дамбу в случае превышения уровня насыщенной зоны;

И. – испарение;

Н.З. – накопление фильтрата в насыщенной зоне.

Рециркуляция приводит к сокращению объёмов образования фильтрата за счёт увеличения уровня испарения при распылении фильтрата на поверхности участка захоронения отходов.

Количество осадков и испарение рассчитываются по стандартным методикам и принимаются по справочным данным. Поверхностный сток может быть оценён с помощью коэффициента стока в зависимости от характеристик поверхности полигона.

Основную сложность при расчёте водного баланса для полигона с системой рециркуляции фильтрата представляет оценка насыщенных водой слоёв внутри массива отходов, так как возможно только приблизительно определить их толщину. Также затруднительно определить количество накопленной в отходах жидкости.

Теоретически объём фильтрата, оставшийся в насыщенной зоне внутри полигона, можно определить экспериментальным путём как разницу между ожидаемой величиной инфильтрации (суммарное поступление осадков и рециркулируемого фильтрата) и действительным (измеренным) объёмом выделившегося фильтрата. Насыщенные зоны повышают уровень воды в отходах.

Для полигона с рециркуляцией фильтрата характерны следующие особенности водного баланса:

- все отходы находятся в состоянии полевой влагоёмкости;
- в основании участка захоронения отходов имеется насыщенный водой слой.

При этом повышение уровня воды в основании полигона может носить периодический характер. Для упрощения схемы водного баланса необходимо принять допущение, что насыщенный слой располагается на всей площади полигона над гидроизоляционным экраном.

Содержание воды в поступающих отходах обычно ниже уровня насыщения (полевой влагоёмкости), что может быть причиной того, что в начальный период времени эксплуатации полигона вода может поглощаться отходами и не поступать в дренаж. При этом поглощательная способность отходов неодинакова ввиду их неоднородности, а также изменения свойств отходов в течение жизненного

цикла полигона. В то же время на новых полигонах часто наблюдается выделение фильтрата вскоре после ввода полигона в эксплуатацию.

Полевая влагоёмкость часто используется для оценки количества воды, удерживаемой в почве силами притяжения. Это определение подходит для гомогенных материалов, таких как почва или измельчённые отходы. В случае гетерогенных отходов, поступающих на полигон, жидкость дренирует через пустоты, каналы, образующиеся естественным образом при эксплуатации полигона, при этом уровень полевой влагоёмкости для отдельных компонентов отходов может быть не достигнут.

Таким образом, более точным для полигона с рециркуляцией фильтрата будет понятие «ёмкости насыщения отходов», под которым понимается количество жидкости, поглощённое пустотами между частицами отходов, а также жидкости, удерживаемой капиллярными силами.

Наибольшее влияние на механизм насыщения отходов водой оказывает плотность отходов. По данным [2], при плотности отходов $0,7-0,8 \text{ т/м}^3$ поглощающая способность составляет $0,16-0,27 \text{ м}^3$ на 1 т сухого мусора. А при плотности отходов 1 т/м^3 поглощающая способность падает до $0,02-0,03 \text{ м}^3$ на 1 т сухого мусора.

Исследования [2] показали, что при длительном орошении отходов поглощающая способность отходов может увеличиваться до $0,4-0,65 \text{ м}^3$ на 1 т сухого мусора.

В момент достижения отходами уровня насыщения устанавливается равновесие, то есть фильтрат может беспрепятственно дренировать сквозь отходы. После достижения отходами уровня насыщения увеличивается скорость ответной реакции, выражающейся в увеличении скорости потока при увеличении объёма осадков над рециркулируемым участком полигона.

При рециркуляции возможно некоторое горизонтальное движение жидкости из области с большей инфильтрацией в область с низкой инфильтрацией. При этом наибольшую опасность представляет перелив фильтрата через ограждающую дамбу, а также фильтрация через основание участка захоронения отходов при увеличении гидростатического давления на основание.

На полигонах, где внедрена рециркуляция фильтрата, необходимо проводить гидрологическую оценку местности и гидроизоляцию оснований и дамб, чтобы предупредить возможные горизонтальные утечки в зонах насы-

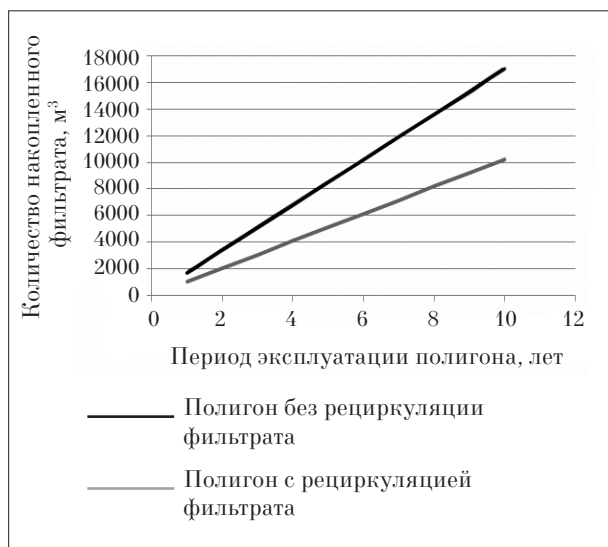


Рис. 2. Сравнение скорости накопления фильтрата на полигоне с рециркуляцией фильтрата и «сухом» полигоне

щения и для того чтобы предотвратить фильтрацию через основание полигона при повышении уровня фильтрата в основании.

Очевидно, что в климатических зонах, для которых характерно превышение уровня осадков над уровнем испарения, количество выделяющегося на полигоне фильтрата имеет тенденцию к увеличению с течением времени. При этом скорость накопления фильтрата значительно снижена благодаря интенсификации процесса испарения при распылении фильтрата. Сравнение скорости накопления фильтрата на полигоне с классической схемой сбора и отвода фильтрата без рециркуляции и на полигоне с рециркуляцией фильтрата представлено на рисунке 2.

Опыт внедрения рециркуляции фильтрата на полигонах захоронения ТБО на полигоне г. Краснокамск Пермского края показал, что подобные объекты первые несколько лет могут эксплуатироваться без сброса фильтрата.

Модель водного баланса должна разрабатываться для каждого полигона захоронения ТБО для количественной оценки потока фильтрата с учётом климатических, гидрогеологических особенностей местности и технологических параметров участка захоронения отходов.

Выводы:

1. Одним из преимуществ рециркуляции является снижение эксплуатационных затрат на вывоз /очистку фильтрата.

2. Рециркуляция фильтрата позволяет сократить период негативного воздействия полигонов на объекты окружающей среды.

3. Рециркуляция фильтрата приводит к более быстрому разложению отходов, а следовательно, интенсифицирует процессы стабилизации рабочего тела полигона, а также способствует развитию метаногенеза на начальном этапе эксплуатации полигона.

4. При рециркуляции сокращается общий объём образования фильтрата за счёт его испарения при распылении на поверхности полигона, что позволяет существенно сократить затраты на эксплуатацию полигона.

Литература

1. Вайсман Я.И. Тенденции и перспективы управления твёрдыми бытовыми отходами на урбанизированных территориях // Вестник Пермского государственного университета «Урбанистика». № 1. 2011. С. 81–99.
2. Landfilling of waste: leachate. Academic Press. London. 1990. 520 p.
3. Campbell D.J.V. Understanding water balance in landfill sites // Waste management. 1983. P. 594–605.
4. Holmes R. The water balance method for estimating leachate production from landfill sites // Solid wastes. 1980. LXX (4). P. 20–33.
5. Вайсман Я.И., Коротаев В.Н., Тагилова О.А., Тагилов М.А., Никитенко А. С. Методика расчёта водного баланса полигонов захоронения твёрдых бытовых отходов. Пермь. 2002. 19 с.

Обоснование использования активного ила для биологической рекультивации почв, загрязнённых ароматическими аминами (анилином)

© 2013. И. Н. Швецова, аспирант,
Г. М. Батракова, д.т.н., Т. А. Зайцева, д.б.н.,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: i.shvetcova@yandex.ru

В статье представлены результаты теоретических исследований по трансформации анилина в аэробных и анаэробных условиях. Рассмотрены методы биологической очистки анилинсодержащих сточных вод и оценена возможность использования активного ила для биологической рекультивации почв, загрязнённых ароматическими аминами. Предложена технологическая схема рекультивации загрязнённой территории жидкой и сухой биомассой активного ила.

The article shows the results of theoretical studies of aniline transformation in aerobic and anaerobic soil conditions. Methods of biological decontamination of sewage water were considered and the possibility of using sludge for bioremediation of soils contaminated with aromatic amines was estimated. The process flowsheet for remediation of contaminated sites using liquid and dry biomass sludge was suggested.

Ключевые слова: анилин, активный ил, почва, рекультивация, технологическая схема
Keywords: aniline, activated sludge, soil, remediation, process flowsheet

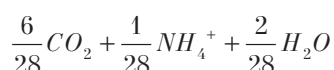
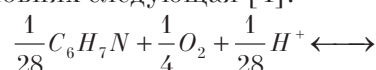
Широкая распространённость ароматических аминов связана с их активным применением в органическом синтезе и производстве полимеров. В связи с этим для предприятий по производству красителей, пестицидов, фармацевтических препаратов и взрывчатых веществ актуальной задачей является очистка газовых выбросов и сточных вод от соединений группы анилина. Эффективная и достаточно быстрая очистка почв промышленной территории необходима для устранения последствий аварийных проливов, возникших при транспортировке сырья и продуктов, и может быть обусловлена требованием по восстановлению градостроительной ценности промышленных площадок при реконструкции и ликвидации технически и морально устаревших производственных объектов.

Загрязнение почв, как правило, имеет локальный масштаб, но из-за длительного периода эксплуатации химических производств анилиновое загрязнение в почвах способно накапливаться и проникать в глубокие слои техногенных поверхностных образований (технозёмов). При этом допустимое содержание анилина в почве российскими нормативами не установлено, что усложняет контроль качества почв и оценку степени их химического загрязнения. В качестве критерия безопас-

ного содержания в почве могут быть использованы нормативы, рекомендованные департаментом качества окружающей среды Луизианы (США), для земель непромышленного использования – 2,4 мг/кг и для земель промышленного использования – 17,0 мг/кг [1].

Анализ литературы [2] показал, что анилин легко подвергается биохимической деструкции, способен частично окисляться кислородом воздуха. Обладая слабо основными свойствами, анилин подвергается химическому связыванию в кислых условиях среды, в щелочных условиях реакция связывания остатков анилина обратима, что приводит к его аккумуляции. Растворимость анилина в воде достаточно низкая и составляет 3,3% масс. при температуре 20 °С, что также способствует его накоплению и препятствует глубокой миграции в грунт. Модель трансформации и массопереноса анилина в почве, по имеющимся данным [3, 4], представлена на рисунке 1.

Реакция разложения анилина в аэробных условиях следующая [4]:



$$\Delta G = -44,20 \text{ ккал/э-эжв}$$

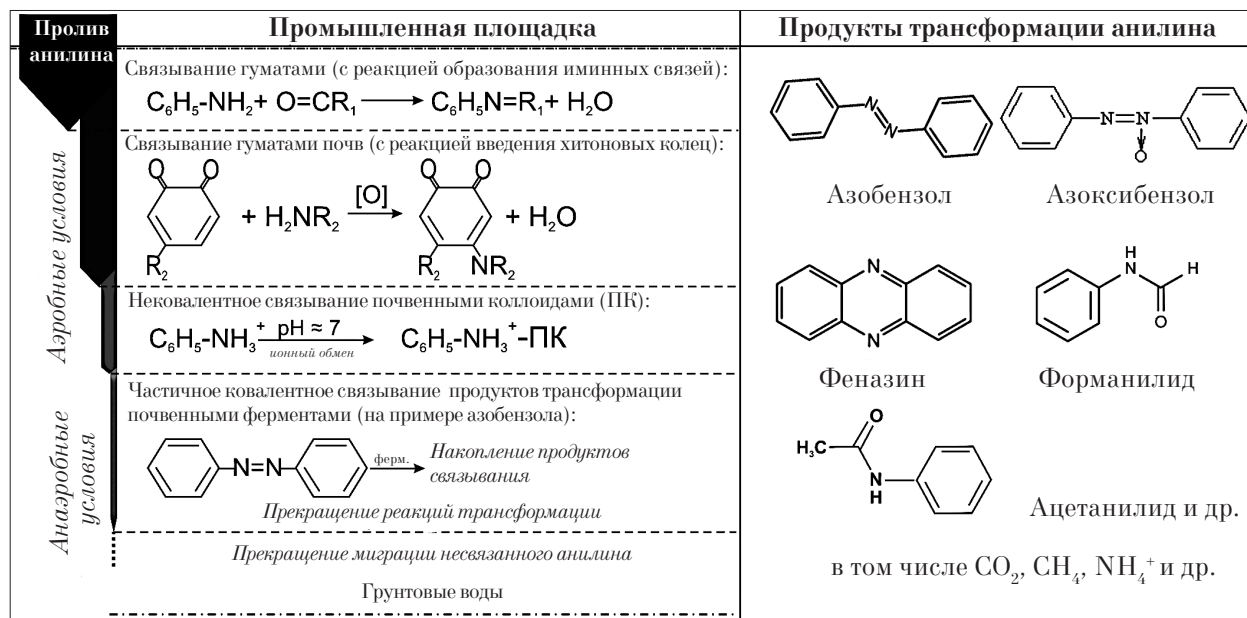
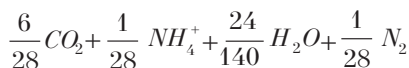
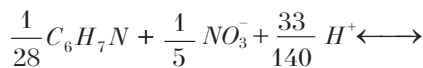


Рис. 1. Модель трансформации и массопереноса анилина в почве

Денитрификация анилина проходит по реакции [4]:



$$\Delta G = -43,74 \text{ ккал/э-эkv}$$

Конечными продуктами биодegradации при разложении сложных веществ являются CO₂, H₂O, NH₄⁺, CH₄ и т. д.

Определён перечень методов, которые могут быть использованы для очистки и восстановления почвенного слоя, загрязнённого анилином. В зависимости от масштаба и вида загрязнения территорий могут быть применены способы экскавации загрязнённого слоя почв, его обезвреживание или захоронение, техническая рекультивация с нейтрализацией химического загрязнения путём реагентной обработки, биологические способы. Важно отметить, что технозём территорий промышленного назначения иногда вследствие полного изъятия естественных почвогрунтов или замены почвенного слоя на насыпной грунт имеет отличия в механизмах самоочищения в сравнении с зональными почвами. При выборе технологий учитывается не только содержание загрязняющих веществ и их индивидуальная токсичность, но и направление последующего использования территории, возможность создания условий для восстановления биологической активности почв *in situ* (в месте загрязнения).

Теоретическими исследованиями подтверждена возможность биодegradации анилина в почве, объясняющая процесс его биодоступности. Микроорганизмы способны использовать анилин в качестве источника углерода и поддерживать процесс разложения на глубине до трёх метров, что доказывает возможность биодеструкции анилина в анаэробных условиях [2], а добавление минеральных удобрений увеличивает начальную скорость разложения.

На принципе биологического окисления основан один из наиболее распространённых и доступных способов очистки анилинсодержащих сточных вод на биологических очистных сооружениях. Известна опасность поступления анилиновых соединений в природные воды, которая связана с их токсичностью для гидробионтов, влиянием на санитарные показатели водоёмов и количество микроорганизмов и бентоса. Для водных объектов рыбохозяйственного назначения ПДК составляет 0,0001 мг/л, хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования – 0,1 мг/л.

Биологический метод очистки основан на детоксикации токсичных соединений за счёт избирательного роста живых организмов, способных использовать загрязнитель в процессе своей жизнедеятельности.

Описан в литературе и опробован на производстве метод интенсивной биологической очистки анилинсодержащих сточных вод Пермского и Березниковского химических заводов, который разрабатывался и внедрялся учёными Пермского политехнического института, инсти-

туда органических полупродуктов и красителей (НИИОПиК, Москва) и заводскими лабораториями в 80-е и 90-е годы XX века [5].

В опытно-лабораторной (пилотной) установке, работающей по принципу хемостата, и в заводских условиях Пермского химического завода биохимическое окисление и очистка высоко концентрированных стоков осуществлялись селективными культурами микроорганизмов. Мощность установки составляла 350 л/сут., исходные концентрации анилина (до 3 г/л) снижались до 55 мг/л. Для нормализации бактериальной деструкции анилина в качестве биологической добавки использовали 3 мг/л суперфосфата (по фосфору). Начальная концентрация бактериальной культуры составляла 0,5 г/л по сухому веществу, концентрация биомассы увеличилась до 2,34 г/л. Нарращивание активного ила проводилось по опытно-промышленному регламенту НИИОПиК для очистки сточных вод анилино-красочной промышленности. Селективная бактериальная культура, осуществляющая процесс биологической деструкции анилина, была предварительно накоплена на плотной питательной среде и адаптирована к сточным водам путём их периодической загрузки в пилотную установку. Характеристика ила свидетельствовала о хорошей адаптации к сложному составу сточных вод и формировании устойчивого состава микробного сообщества и простейших организмов. Эффективность очистки стока по анилину составляла 72,5–93%. Процесс контролировался по физико-химическим и микробиологическим показателям.

Анилин сравнительно легко усваивался илом, но при содержании в сточных водах выше 250 мг/дм³ происходило угнетение микрофлоры ила и снижение эффективности очистки. Модернизация метода обезвреживания сточных вод, содержащих значительное количество ароматических аминов (500–3000 мг/дм³), включала предварительную обработку стоков нитритом натрия при 15–25 °С, нейтрализацию продукта динитрообразования, фильтрацию, разбавление водой и направление на биологическую очистку активным илом [6]. Предварительная обработка стоков позволяла снизить содержание ароматических аминов после этапа биологической очистки до концентраций, значительно меньших, чем ПДК.

Методами предварительной подготовки к биологической очистке сточных вод от нитро- и аминокрасочных соединений являются абсорбционные методы очистки локаль-

ных высоко концентрированных потоков, где в качестве сорбентов используют бурый и активированный уголь, полимерные сорбенты, катиониты, а также реагентные и электрохимические способы очистки для производств, выпускающих продукты основного органического синтеза и красители, которые получили распространение, несмотря на большие затраты электроэнергии.

Существующие технологии биодegradации ксенобиотиков, накопленных в почвах территорий промышленного назначения, делят на методы биодополнения и биостимуляции. Эти методы, используемые для интенсификации биодegradации ксенобиотиков в почве путём стимуляции естественной микрофлоры и интродукции активных штаммов, дополняют друг друга [6, 8].

Метод биодополнения (биоаугментации) основан на внесении в загрязнённую почву специально выделенных микроорганизмов, не являющихся типичными для восстанавливаемой территории. Для активизации естественной микрофлоры загрязнённой почвы в лабораторных и/или полупромышленных условиях (биореакторы, ферментеры и др.) культивируют микроорганизмы, способные наиболее эффективно утилизировать загрязнитель нарушенной территории. Внесение «активизированной» микрофлоры в загрязнённую почву сопровождается внесением добавок, повышающих эффективность утилизации загрязнителя. Метод биостимуляции основан на увеличении роста микроорганизмов, обитающих в загрязнённой почве и потенциально способных утилизировать загрязнитель, но обладающих низкой эффективностью из-за неблагоприятных физико-химических условий в обеднённых почвах и недостатка основных биогенных элементов (соединений азота, фосфора, калия и др.). Для формирования оптимальных условий развития аборигенной почвенной микрофлоры экспериментально обосновываются параметры минерального состава, рН, влажности, доступности кислорода и др.

Одним из способов стимуляции естественной микрофлоры загрязнённых почв является использование органических субстратов, которые обогащают место загрязнения биологически активными соединениями и создают условия для кометаболизма трудно разлагаемых органических соединений. С этой целью, как правило, используют доступные и мало затратные способы внесения субстратов – вспашку, рыхление, боронование, дискование и др.

с внесением отходов дрожжевого производства, компоста и биогумуса, белково-витаминных концентратов, растений-сидератов, специально разработанных биодобавок [2, 7].

Использование для биорекультивации загрязнённых почв активного ила очистных сооружений имеет положительный эффект. Известен опыт очистки нефтезагрязнённых почв привнесением ила, образованного в процессе биологической очистки стоков животноводческих комплексов [9], илов очистных сооружений нефтеперерабатывающего завода [10], добавок оксигенных соединений и активного ила от очистки нефтесодержащих сточных вод биохимкомбината [7]. Немаловажным преимуществом использования илов в качестве органического субстрата является поступление больших объёмов метаболически активных микроорганизмов, адаптированных к веществу-загрязнителю, макро- и микроэлементов, важных для биологических процессов в почве.

Имеющийся ресурсный потенциал избыточного объёма активного ила не использу-

ется в полной мере по причине потенциальной санитарно-эпидемиологической опасности. Важно учитывать специфику сточных вод предприятия, состав микробной ассоциации, активность по отношению к загрязнителю, содержание тяжёлых металлов и, в случае присутствия большого объёма хозяйственных стоков, патогенной микрофлоры. Необходимо учитывать, что вносимая в почву биомасса ила должна обладать высокой жизнестойкостью и санитарно-эпидемиологической безопасностью. При использовании ила в качестве удобрения его подвергают предварительной обработке в соответствии с нормативными требованиями СанПиН 2.1.7.573-96 «Гигиенические требования к использованию сточных вод и их осадков для орошения и удобрения», что гарантирует отсутствие загнивания, гибель патогенных микроорганизмов и яиц гельминтов, низкое содержание токсичных веществ, таких, как тяжёлые металлы. Внесению ила должен предшествовать контроль его токсичности и санитарно-эпидемиологической безопасности.

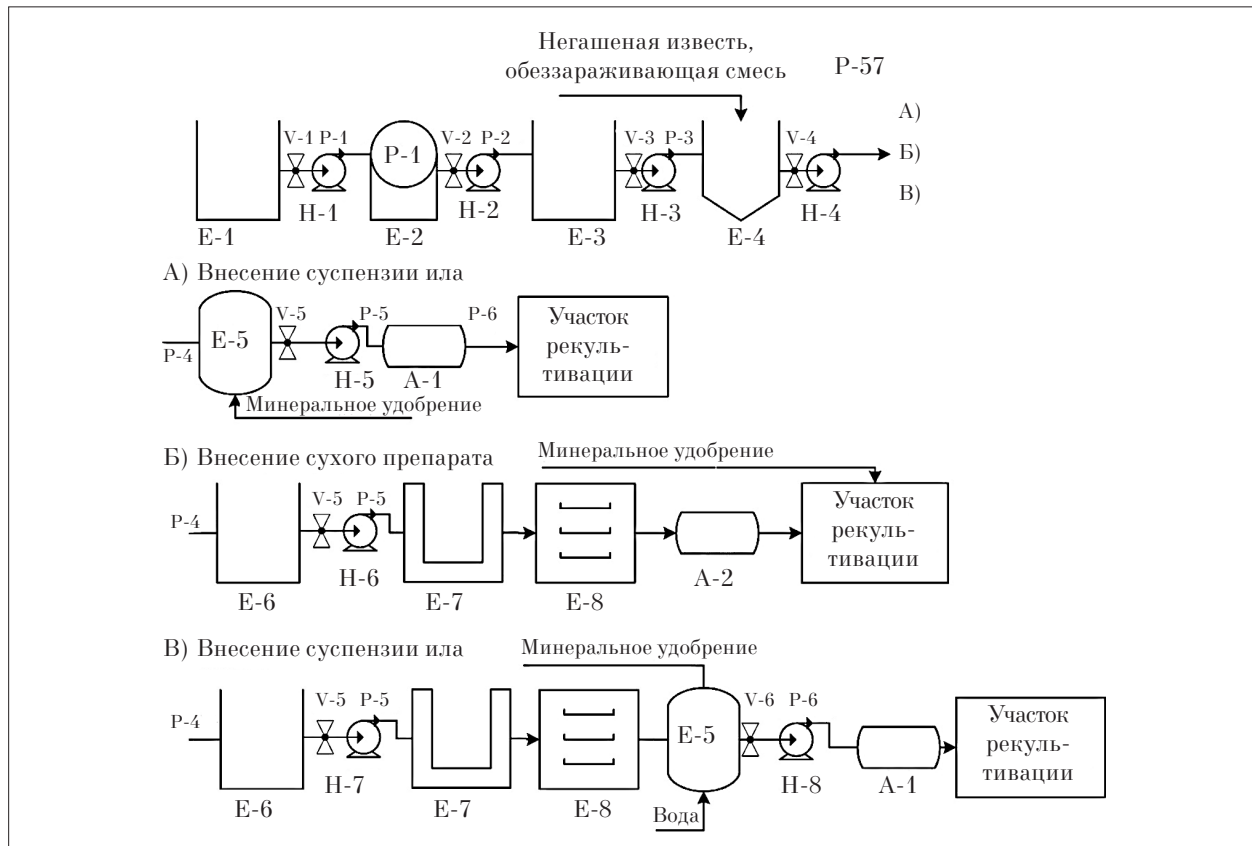


Рис. 2. Технологическая схема рекультивации жидкой (А, В) и сухой (Б) биомассой активного ила
 Примечание: E-1 – четырёхсекционный азотенк-смеситель, E-2 – вторичный радиальный отстойник; E-3 – иловая камера; E-4 – установка обеззараживания и известкования; E-5 – резервуар приготовления суспензии ила; E-6 – приёмный резервуар активного ила; E-7 – установка обезвоживания активного ила; E-8 – иловые карты; A-1 – машины-разбрызгиватели (типа РЖТ-8, МЖТ-10, МЖТ-16); A-2 – машины-разбрасыватели (типа ПРТ-10, ПРТ-16, РОУ-5, РОУ-6); P-1-6 – илопроводы; H-1-8 – насосные станции; V-1-6 – запорные и регулирующие вентили.

Технологическая схема подготовки и проведения рекультивации загрязнённых анилином почв может меняться в зависимости от агрегатного состояния активного ила – с использованием обезвоженного ила с последующей его активацией в грунте или внесении иловой суспензии, с применением дополнительных питательных веществ в виде минеральных удобрений [11]. Пример принципиальной технологической схемы применения биомассы активного ила, включая общую схему и три варианта исполнения технологии, представлен на рисунке 2. Предложенный способ позволяет снизить степень загрязнения анилином до допустимого уровня и характеризуется сравнительно низкими капитальными затратами.

Заключение

Анализ процессов трансформации анилина в аэробных и анаэробных условиях и существующих методов очистки анилинсодержащих сточных вод показал возможность использования активного ила для биологической рекультивации почвогрунтов, загрязнённых ароматическими аминами. Биомасса активного ила биологических очистных сооружений предприятия адаптирована к веществу-загрязнителю и может быть использована в качестве ко субстрата для трансформации загрязнителя. Эффективной аэробной биодеградации ароматических соединений можно добиться и за счёт правильной аэрации, дополнительного внесения минеральных компонентов.

Литература

1. The Louisiana Department of Environmental Quality's (DEQ's) Risk Evaluation/Corrective Action Program (RECAP)/ Table 1 – Screening Option – Screening Stan-

dards for Soil and Groundwater, 2003. Электронный ресурс: <http://www.deq.louisiana.gov>.

2. Кузнецов А.Е., Градова Н.Б. Научные основы экобиотехнологии. Учебное пособие для студентов. М.: Мир, 2006. 504 с.

3. Kosson D.S., Byrne S.V. Interactions of Aniline with Soil and Groundwater at an Industrial Spill Site // Environmental Health Perspectives. 103 (suppl. 5). 1995. P. 71–73.

4. Dipak R., Halah Moustafa & Krishnan and Maillacheruvu Aniline degradation in a soil slurry bioreactor // Journal of Environmental Science and Health. Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology. 32:8, 1997. P. 2367–2377.

5. Оршанская Ф.Б., Зайцева Т.А., Вакуленко Л.В., Балберина Н.А. Интенсивная биологическая очистка анилинсодержащих сточных вод // Вопросы охраны окружающей среды в пределах промышленных районов: Тезисы докладов. 1985. С. 31–33.

6. Способ обезвреживания сточных вод, содержащих ароматические амины. Патент РФ № 2136609, С1, МПК 6, C02F3/00, C02F1/58 / Хохлова В.М., Шнер В.Ф., Салов Б.В. и др. Государственный научный центр РФ «НИОПИК».

7. Логинов О.Н., Силищев Н.Н., Бойко Т.Ф., Галимзянова Н.Ф. Биорекультивация: микробиологические технологии очистки нефтезагрязнённых почв и токсичных отходов. М.: Наука, 2009. 112 с.

8. Коронелли Т.В. Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводов в окружающей среде: Обзор // Прикладная биохимия и микробиология. 1996. Т. 32. № 6. С. 579–585.

9. Исмаилов Н.И., Пиковский Ю.И. Современное состояние методов рекультивации нефтезагрязнённых земель // Восстановление нефтезагрязнённых почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С. 222–236.

10. Киреева Н.А., Водопьянов В.В., Мифтахова А.М. Биологическая активность нефтезагрязнённых почв. Уфа: Гилем, 2001. 376 с.

11. Швецова И.Н., Батракова Г.М., Комбарова М.М. Интенсификация очистки урбанозёмов от загрязнений токсичными органическими соединениями // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2012. № 7. С. 25–29.

Оценка эффективности применения биосорбента на основе карбонизата в процессе деструкции углеводородов нефти

© 2013. Е. С. Белик, аспирант,
Л. В. Рудакова, д.т.н., профессор, М. Е. Калашникова, магистрант,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: zhdanova-08@mail.ru

Приведены данные экспериментальных исследований по оценке эффективности деструкции углеводородов нефти с помощью биосорбента, полученного методом иммобилизации углеводородокисляющих микроорганизмов на пористой поверхности карбонизата – продукта термической переработки избыточного активного ила. Исследованы исходные физико-химические и микробиологические характеристики нефтезагрязнённой почвы, апробированы дозы биосорбента для очистки почвы от загрязнения с известным содержанием нефтепродуктов, определена эффективность использованного биосорбента, проведён сравнительный анализ результатов по биодеструкции углеводородов нефти традиционным способом биоремедиации и с использованием биосорбента.

The data of experimental studies are presented evaluating effectiveness of petroleum hydrocarbons degradation with the use of biosorbent produced by hydrocarbon-oxidizing microorganisms immobilized on carbonizateporous surface, which is a product of excess sludge thermal treatment. Physical, chemical and microbiological characteristics of oil-contaminated soil are investigated, biosorbent dose for purifying oil-contaminated soil are tested, biosorbentefficacyis evaluated, and comparative analysis of petroleum hydrocarbons biodegradation results in the traditional way, as well as using bioremediation biosorbent, is made.

Ключевые слова: нефть, носитель, карбонизат, иммобилизация, углеводородокисляющие микроорганизмы, биосорбент, биоремедиация

Keywords: oil, carrier, carbonizate, immobilization, hydrocarbon-oxidizing microorganisms, biosorbent, bioremediation

Одним из важнейших природных ископаемых и незаменимым энергоресурсом в настоящее время является нефть, объёмы добычи которой постоянно увеличиваются как в России, так и во всём мире в целом. В процессах разведки, добычи, транспортировки, хранения и переработки нефти и нефтепродуктов технологические потери и потери, обусловленные аварийными ситуациями, составляют 9,5% [1]. Попадание углеводородов нефти в окружающую среду оказывает негативное воздействие на все природные объекты, прежде всего на почву.

Для очистки нефтезагрязнённых почв применяются различные технологии, отличающиеся по способам деструкции нефтепродуктов (механические, физико-химические, биологические), аппаратному оформлению, длительности процесса, достигаемой эффективности, экономическим затратам. Выбор технологий очистки и восстановления почв, загрязнённых углеводородами нефти, основан на использовании комплексного эколого-экономического критерия, учитывающего основные технологические параметры процесса и экологическую эффективность

получаемых результатов. Одним из главных и приоритетных направлений в области охраны окружающей среды и рационального природопользования является разработка и внедрение усовершенствованных технологий восстановления почв методом биоремедиации, основанного на принципе самоочистения нефтезагрязнённых почв с участием аборигенной или привнесённой микрофлоры. Перспективным направлением по очистке почв от нефти с помощью микроорганизмов является использование биосорбентов, представляющих собой биопрепарат, изготовленный на основе природного или искусственно синтезированного носителя с иммобилизованными на нём клетками микроорганизмов или ферментами.

В результате экспериментальных исследований, проведённых на кафедре охраны окружающей среды Пермского национального исследовательского политехнического университета, были получены образцы биосорбента на основе карбонизата с иммобилизованными на его поверхности углеводородокисляющими микроорганизмами (УВОМ) (рис.). Карбонизат представляет собой продукт термической переработки избыточного активного ила био-

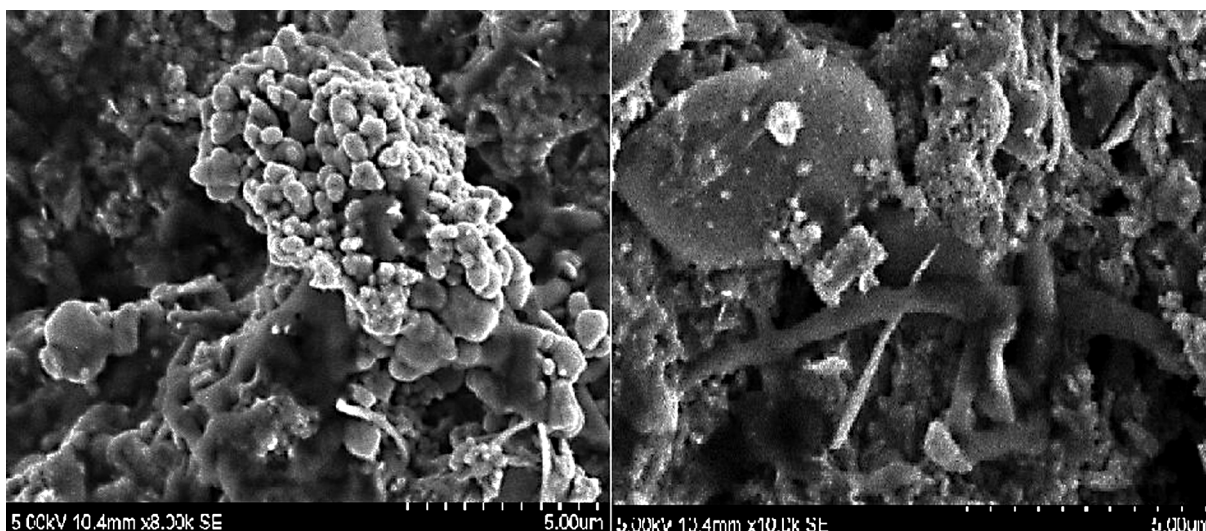


Рисунок. Микрофотографии иммобилизованных углеводородокисляющих микроорганизмов на поверхности карбонизата (растровая электронная микроскопия)

химических очистных сооружений предприятий нефтехимического комплекса [2].

Цель работы заключалась в оценке эффективности использования полученного биосорбента в процессе деструкции углеводородов нефти. Поставленную цель достигали решением следующих задач: изучение физико-химических и микробиологических характеристик исходной нефтезагрязнённой почвы (НЗП), определение дозы биосорбента в зависимости от содержания нефтепродуктов, определение эффективности использования биосорбента в технологии биоремедиации.

Экспериментальная часть

Объектом исследования являлся биосорбент на основе карбонизата с иммобилизован-

ными на его поверхности углеводородокисляющими микроорганизмами [3, 4].

Для подтверждения факта иммобилизации микроорганизмов на пористой поверхности матрицы образцы были исследованы под сканирующим микроскопом S-3400N Hitachi (рис.).

Эксперимент по биоремедиации нефтезагрязнённой почвы (НЗП) проводили в соответствии с известной технологией биокомпостирования, которая заключается в смешивании нефтезагрязнённого грунта с различными компонентами, в том числе структураторами, органическими и неорганическими удобрениями, биологически активными препаратами [5]. При использовании биопрепаратов необходимо создать благоприятные для жизнедеятельности УВОМ условия, посредством кор-

Таблица 1

Характеристика исходной нефтезагрязнённой почвы

Показатель	Единица измерения	Значение показателя
Физико-химические показатели		
Реакция среды	ед. pH	6,5±0,5
Влажность	%	18±2,5
Почвенный воздух	мг CO ₂ /(дм *ч)	0,345
Нефтепродукты	г/кг	35±5
Микробиологические показатели		
Общее количество микроорганизмов	кл/г	6,4·10 ⁵
Сапрофитные бактерии	КОЕ/г	(5,4 ± 0,7) 10 ⁷
УВОМ	КОЕ/г	(4,5 ± 2) 10 ⁶
Бактерии р. <i>Azotobacter</i>	% обрастания комочков	85
Олигонитрофилы	КОЕ/г	(1,65±0,4) 10 ⁸
Актиномицеты	КОЕ/г	(1,3±0,11) 10 ⁹
Микроскопические грибы	КОЕ/г	(1,1±0,3) 10 ⁹

Таблица 2

Варианты исследуемых способов очистки нефтезагрязнённых почв					
Субстрат	Варианты способа очистки НЗП				
	Контроль 1	Контроль 2	3	4	5
Рецептура	Опил : НЗП	Карбонизат : НЗП	Суспензия микроорганизмов : опил : НЗП	Биосорбент : опил : НЗП	Биосорбент : НЗП
Массовые соотношения, доля	1:8	1:700	1:20:150	1:100:650	1:700 1:375 1:250

ректировки реакции почвенной среды, улучшения структуры почвы, оптимизации температурного режима.

В ходе экспериментальных исследований на протяжении 150 сут поддерживали постоянные условия: температура воздуха 20 ± 2 °С; рН среды 6,0–7,0; освещение естественное; влажность субстрата – 65–70%.

Объектом исследования служила загрязнённая нефтью Оренбургского месторождения почва. Физико-химическая и микробиологическая характеристика исходной нефтезагрязнённой почвы представлена в таблице 1.

Из исходной НЗП готовили субстраты с внесением структуратора – опила листовых пород деревьев в различных весовых соотношениях, для интенсификации процесса в субстраты вносили биопрепараты в виде суспензии УВОМ и исследуемого биосорбента. В качестве контрольных образцов использовали субстрат на основе НЗП и опила в соотношении 8:1 (контроль 1) и субстрат из НЗП с добавлением карбонизата из расчёта 1,5; 3,0 и 4 г/кг (контроль 2).

Исследуемые в эксперименте варианты очистки НЗП представлены в таблице 2.

Экспериментальные исследования по биоремедиации НЗП проводили в лабораторных условиях в контейнерах ёмкостью 5 дм³.

Расчёт дозы внесения биосорбента провели по аналогии с применяемыми в промышленных технологиях биосорбентами: «БОС», «Биосорбонафт», «Эконадин», «Унисор-Био». На основании изученных данных по применению биосорбентов-аналогов установлено, что для ликвидации загрязнения с содержанием нефтепродуктов в почве 40 ± 5 г/кг в среднем используют 200 г биосорбента на 1,0 м² нефтезагрязнённой почвы, в соответствии с этим доза внесения биосорбента в экспериментальных исследованиях составила – 2, 4, 6 г на 1,5 кг перерабатываемого субстрата.

Контроль процесса очистки НЗП в ходе эксперимента проводили по следующим физико-химическим показателям: реакция

среды (рН), содержание нефтепродуктов, влажность, почвенный воздух. Содержание нефтепродуктов определяли гравиметрическим способом [6], измерение рН осуществляли с помощью рН-метра [7], влажность почвы устанавливали при высушивании пробы почвы до постоянной массы при температуре 105 ± 5 °С [8]. Одним из важнейших показателей биологической активности почвы, свидетельствующим об интенсивности жизнедеятельности почвенной биоты, является дыхание почв. Интенсивность дыхания микробной биомассы определяли по методу Роуэлла [9].

Микробиологический контроль осуществляли по следующим показателям: общее содержание микроорганизмов, численность сапрофитных бактерий, численность УВОМ, бактерий рода *Azotobacter*, олигонитрофилов, актиномицетов и микроскопических грибов. Выбранные для контроля группы микроорганизмов играют основную роль в биодеструкции нефтяных углеводородов [10].

Подготовку образцов для микробиологического анализа, технический посев, выращивание, подсчёт колоний и статистическую обработку данных производили по методикам, приведённым в специальной литературе [11 – 13].

Для выявления и учёта общей численности микроорганизмов в почвенных образцах использовали методы прямого микроскопирования клеток на фиксированных окрашенных мазках (метод Виноградского-Брида) [11] с использованием микроскопа Zeiss со встроенной видеокамерой.

Посев микроорганизмов на элективные среды проводили из разведений. Колонии микроорганизмов в зависимости от скорости роста подсчитывали через 1–15 суток инкубации. Лучшим разведением считали то, из которого при высеве на чашку Петри выросло от 30–50 до 100–150 колоний. Если число выросших колоний было меньше 10, то эти результаты для расчёта количества клеток в исходном образце не использовали [12 – 13].

Результаты исследования

Консорциум микроорганизмов в нефтезагрязнённой почве на седьмые сутки после внесения биосорбента представлен различными группами микроорганизмов: бактериями, актиномицетами, микроскопическими грибами и соответствует группам микроорганизмов, иммобилизованных на поверхности карбоната. В контрольных вариантах аналогичная картина появлялась на 12-е сутки, что свидетельствует о сокращении времени адаптации УВОМ к субстрату и в дальнейшем позволит сократить сроки проведения биоремедиации. В настоящее время получены первые результаты проведённых исследований по биоремедиации НЗП. Эффективность очистки почвы от нефтепродуктов через 3 месяца в исследуемых вариантах представлена в таблице 3. Как показывают данные, эффективность очистки от нефтепродуктов во всех опытных вариантах была выше, чем в контроле, и изменялась от 59,5% в варианте 5 (биосорбент: НЗП – 1:700) до 69% в варианте 4 (биосорбент: опил:НЗП в соотношении 1:100:650). Увеличение дозы биосорбента в варианте опыта 5 (соотношения – 1:375, 1:250) не привело к существенному повышению эффективности процесса очистки от нефтепро-

дуктов. Для объяснения данного факта требуется проведение дополнительных исследований.

Внесение в исследуемые субстраты УВОМ как в виде суспензии (вариант опыта 3), так и в виде биосорбента (варианты опыта 4, 5) привело к повышению эффективности очистки НЗП в 1,75–1,9 раза, по сравнению с контролем. Результаты микробиологического анализа субстратов приведены в таблице 4. По сравнению с исходным субстратом, количество УВОМ и микроскопических грибов возросло практически во всех исследуемых вариантах, появились бактерии р. *Azotobacter*, а количество олигонитрофилов уменьшилось в десятки раз. В опытных вариантах (3-5), по сравнению с контролем, количество УВОМ увеличилось в 1,5–2,0 раза, появились микроскопические грибы, что свидетельствует об интенсификации процесса биодеструкции углеводородов нефти. Появление бактерий р. *Azotobacter* указывает на снижение токсичности субстрата.

Заключение

Результаты проведённых исследований показали:

– во всех исследуемых вариантах идёт процесс биодеструкции углеводородов неф-

Таблица 3

Эффективность очистки почвы от нефтепродуктов

Параметры	Варианты способов очистки НЗП				
	Контроль 1	Контроль 2	3	4	5
Содержание НП, г/кг	25,7	24,9	13,5	12,4	16,2
Эффективность очистки, %	35,75	37,75	66,25	69	59,5

Примечание: 3, 4, 5 – способы очистки те же, что и в таблице 2.

Таблица 4

Результаты микробиологического анализ исследуемых субстратов

Показатели	Исходный субстрат	Варианты опытов				
		Контроль 1	Контроль 2	3	4	5
Общее количество микроорганизмов, кл./г	$6,4 \cdot 10^5$	$3,8 \cdot 10^5$	$3,9 \cdot 10^5$	$4,5 \cdot 10^5$	$9,6 \cdot 10^5$	$9,1 \cdot 10^5$
Сапрофитные бактерии, КОЕ/г	$(5,4 \pm 0,7) \cdot 10^7$	$(5,4 \pm 0,7) \cdot 10^7$	$(2,5 \pm 0,5) \cdot 10^7$	$(3,2 \pm 0,5) \cdot 10^7$	$(1,9 \pm 0,4) \cdot 10^7$	$(3,5 \pm 0,6) \cdot 10^7$
УВОМ, выросшие на среде К, КОЕ/г	$(4,5 \pm 2) \cdot 10^6$	$(2,83 \pm 0,2) \cdot 10^8$	$(2,91 \pm 0,16) \cdot 10^8$	$(3,28 \pm 0,17) \cdot 10^8$	$(5,62 \pm 0,22) \cdot 10^8$	$(4,3 \pm 0,18) \cdot 10^8$
Бактерии р. <i>Azotobacter</i> , % обрастания комочков	85	95	90	100	100	100
Олигонитрофилы, КОЕ/г	$(1,3 \pm 0,11) \cdot 10^9$	$(0,97 \pm 0,09) \cdot 10^8$	$(0,37 \pm 0,06) \cdot 10^8$	$(0,17 \pm 0,04) \cdot 10^8$	$(0,68 \pm 0,08) \cdot 10^8$	$(4 \pm 1,8) \cdot 10^6$
Актиномицеты, КОЕ/г	$(1,1 \pm 0,3) \cdot 10^9$	$(1,6 \pm 0,1) \cdot 10^8$	$(1,7 \pm 0,2) \cdot 10^8$	$(2,5 \pm 1,4) \cdot 10^6$	$(1,8 \pm 0,1) \cdot 10^8$	$(1,5 \pm 0,3) \cdot 10^8$
Микроскопические грибы, КОЕ/г	Отс.	Отс.	$(0,5 \pm 0,7) \cdot 10^6$	$(1,0 \pm 0,9) \cdot 10^6$	$(0,5 \pm 0,7) \cdot 10^6$	$(2,0 \pm 1,3) \cdot 10^6$

ти, о чём свидетельствует как снижение содержания нефтепродуктов, так и изменение структуры ценоза микроорганизмов;

– наиболее эффективно процесс протекает в вариантах опыта с внесением биопрепаратов в виде суспензии УВОМ и биосорбента;

– увеличение дозы сорбента не привело за исследуемый период времени к значительному повышению эффективности процесса биодеструкции;

– для оценки эффективности очистки НЗП необходимо учитывать не только дозу внесённого биопрепарата, но и плотность внесённой культуры УВОМ, поскольку при отсутствии такого показателя затруднительно получить корректные данные о возможности применения биосорбента;

– если определение плотности суспензии УВОМ не составляет проблемы и возможно с помощью стандартных методик, то для оценки плотности культуры УВОМ в биосорбенте необходима разработка новой или модификация существующей методики, учитывающей условия и способ иммобилизации и физико-химические особенности матрицы;

– использование в качестве матрицы для иммобилизации углеводородокисляющих микроорганизмов карбонизата – продукта термической утилизации избыточного активного ила – позволило получить биосорбент, применение которого привело к повышению эффективности деструкции углеводородов нефти;

– для подтверждения полученных предварительных данных исследований проводятся дополнительные исследования, направленные на обоснование оптимальной дозы внесения биосорбента.

Литература

1. Газовик-нефть. Резервуары и технологическое оборудование [http:// gazovikneft.ru/articles/poteri/](http://gazovikneft.ru/articles/poteri/).
2. Вайсман Я.И., Глушанкова И.С., Дьяков М.С., Ходяшев М.Б. Экологически безопасный способ утилизации осадков сточных вод биохимических очистных сооружений с получением углеродсодержащих сорбционных материалов // Вода: химия и экология. 2011. № 3. С. 14–24.
3. Белик Е.С., Рудакова Л.В. Исследование физической иммобилизации углеводородокисляющих микроорганизмов на пористой поверхности карбонизата // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2012. № 7.
4. Жданова Е.С., Рудакова Л.В. Обоснование возможности получения биосорбентов для ликвидации нефтяных загрязнений природных объектов // Вестник ПГТУ «Урбанистика». 2011. № 3. С. 97–107.
5. Вайсман Я.И. Тенденции и перспективы управления твёрдыми бытовыми отходами на урбанизированных территориях // Вестник Пермского государственного университета «Урбанистика». 2011. № 1. С. 81–99.
6. РД 52.18.647-2003. Методические указания. Определение массовой доли нефтепродуктов в почвах. Методика выполнения измерений гравиметрическим методом.
7. ГОСТ 26423-85. Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки.
8. ГОСТ 5180-84. Грунты. Методы лабораторного определения физических характеристик.
9. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. Ростов н/Д: Изд-во РГУ, 2003. 246 с.
10. Практикум по микробиологии / Под ред. Е.З. Тепера. Изд-во Дрофа, 2004. С. 256.
11. Звягинцев Д.Г., Гузев В.С., Левин С.В. Диагностические признаки различных уровней загрязнения почвы нефтью // Почвоведение. 1989. № 1. С. 72–78.
12. Практикум по микробиологии / Под ред. А.И. Нетрусова. М.: Издательский центр «Академия», 2005. 608 с.
13. Учебник по микробиологии / Под ред. А.И. Нетрусова, И.Б. Котовой. М.: Издательский центр «Академия», 2006. 352 с.

Использование материального потенциала опасных промышленных отходов

© 2013. Я. И. Вайсман, д.м.н., зав. кафедрой,
Е. В. Калинина, к.т.н., доцент, Л. В. Рудакова, д.т.н., профессор,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: eco@cpl.pstu.ac.ru

Статья посвящена проблеме использования материального потенциала промышленных отходов, обладающих опасными свойствами, ограничивающими их применение в народном хозяйстве. Приведены результаты исследований зависимости снижения опасных свойств промышленных отходов до приемлемого уровня в зависимости от способа их переработки. Представлена схема управления опасными свойствами отходов производства с целью обеспечения возможности извлечения их материального потенциала.

The article deals with the use of the material potential of industrial wastes with hazardous characteristics, limiting their use in economy. The results of how to reduce industrial waste hazard to the acceptable level, depending on the method of processing are shown. A scheme of management of hazardous waste characteristics is presented in order to make it possible to use their financial capacity.

Ключевые слова: материальный потенциал отходов производства, управление опасными свойствами отходов, шлам содового производства, осадки сточных вод, эмерджентные свойства

Keywords: material potential of waste management, waste characteristics, sludge of soda production, sewage sludge, emergent properties

Введение

Существующий уровень технологий переработки сырья и недостаточность его комплексного использования приводят к накоплению значительных объёмов твердых отходов во многих отраслях промышленности. Промышленные отходы характеризуются разнообразными физико-химическими, механическими, токсикологическими свойствами и в большинстве своём обладают потенциальной потребительской ценностью и являются по своей природе вторичными материальными ресурсами (ВМР).

Широкий спектр различных свойств промышленных отходов (ПО), в том числе оказывающих загрязняющее воздействие на объекты окружающей среды, усложняет задачу использования их материального потенциала.

Удаление (транспортирование) отходов и их хранение (устройство и содержание шламонакопителей, отвалов и полигонов) являются дорогостоящими мероприятиями. В то же время значительная часть твёрдых отходов промышленных предприятий может быть эффективно использована в народном хозяйстве. Так, строительная индустрия и промышленность строительных материалов ежегодно

добывают и потребляют около 3,5 млрд т не-рудного сырья, большая часть которого может быть заменена промышленными отходами. Большие объёмы ресурсов требуются для строительства транспортной инфраструктуры и рекультивации техногенно нарушенных территорий. Задача утилизации ПО тем более актуальна, что организация производства продукции на их основе требует затрат в 2-3 раза меньших, чем для соответствующих производств на основе специально добываемого природного сырья. Кроме того, увеличение комплексности использования материального потенциала минерального сырья при одновременном решении задач защиты объектов окружающей среды способствует сокращению потребления исходных природных ресурсов и соответствует принципам устойчивого развития.

Цель данной работы заключалась в разработке схемы управления потенциально опасными свойствами ПО, обеспечивающей возможность использования их материального потенциала.

Объекты и методы исследования

В качестве объектов исследования были выбраны отходы предприятия по производству

кальцинированной соды аммиачным способом и осадки сточных вод муниципальных биологических очистных сооружений.

Производство кальцинированной соды аммиачным способом сопровождается образованием отходов на стадии обжига известняка и рассолоочистки: твёрдые отходы и производственные сточные воды. Отходы смешиваются, образуется дистиллерная жидкость, которая гидротранспортом подаётся в шламонакопители – отстойники, или так называемые Белые моря. Основной способ обращения с дистиллерной жидкостью, как правило, заключается в разделении твёрдой и жидкой фазы методом отстаивания, накоплении твёрдой фазы в виде шламов содового производства (шлама карбоната кальция) в шламонакопителях и сбросе жидкой фазы в ближайшие водные объекты. Действующее производство постоянно нуждается в новых площадях для организации шламонакопителей, что ведёт к задалживанию территорий (изъятию земель из сельскохозяйственного оборота), загрязнению водных объектов минерализованными рассолами и засолению почв.

Биологическая очистка сточных вод сопровождается образованием осадков, образующихся при механической очистке (осадками первичных отстойников) и при биологической очистке (избыточные активные илы). Наиболее распространённой практикой обращения с данными отходами в настоящее время является их размещение в илонакопителях и на иловых площадках.

Методы исследований

Для установления класса опасности отходов производства проведено биотестирование водной вытяжки на двух тест-объектах из разных систематических групп: с использованием низших ракообразных *Ceriodaphnia affinis*, *Daphnia magna* Straus, культуры зелёных протококковых водорослей *Scenedesmus quadricauda* и инфузорий *Paramecium caudatum* по утверждённым методикам количественного токсикологического анализа [1 – 4]. Отнесение к классу опасности отходов для окружающей природной среды (ОПС) выполняли на основании установленных критериев по утверждённой методике [5].

Оценку токсичности образцов исследовали на *Ceriodaphnia affinis* в серии опытов со следующей концентрацией водной вытяжки из образцов: 100% (без разбавления – исходный раствор водной вытяжки), 80% (разбав-

ление в 1,25 раза), 50% (разбавление в 2 раза), 25% (разбавление в 4 раза). Период экспозиции – 48 час. Исходное количество цериодафний в каждом опыте – 30 особей.

При тестировании токсичности образцов на *D. magna* в серии опытов готовили водную суспензию из воздушно-сухого отхода и дистиллированной воды (1:10), перемешивая на мешалке 8 часов с последующим отстаиванием пробы в течении 12 часов и последующим фильтрованием. Время биотестирования водной вытяжки составило 96 часов.

При исследовании токсичности образцов на *S. quadricauda* определяли изменение численности клеток водорослей под воздействием токсических веществ, присутствующих в водной вытяжке из отходов по сравнению с контрольной пробой (дистиллированная вода). Исходное количество водорослей в каждом опыте – 420 тыс. кл./см³. Время биотестирования водной вытяжки составило 72 часа.

Токсическое действие шлама содового производства на *P. caudatum* определяли по хемотаксической реакции инфузорий на спектрофотометре «Биотестер-2». Критерием токсического действия являлось значимое различие в количестве клеток инфузорий, наблюдаемых в верхней зоне кюветы в растворе, не содержащем токсических веществ (контроль), по сравнению с этим показателем, наблюдаемым в исследуемом растворе пробы.

С целью определения возможности управления опасными свойствами, обуславливающих токсическое воздействие шлама содового производства на ОПС, были проведены экспериментальные исследования по изучению влияния метода обезвоживания на токсические свойства шлама, определяющие класс опасности. Обезвоживание дистиллерной жидкости проводили методами отстаивания, фильтрования и центрифугирования.

Обезвоживание отстаиванием выполняли путём обработки пробы в статическом режиме в течение 30 суток и удаления жидкой фазы.

Фильтрование исходной дистиллерной жидкости выполняли на вакуум-фильтре. Обезвоживание дистиллерной жидкости методом центрифугирования проводили с использованием лабораторной центрифуги УС – 4000 Е (скорость вращения 4000 об./мин., время центрифугирования – 15 мин.).

Исследование физико-химических и токсикологических свойств осадков сточных вод (ОСВ) проводили на примере сооружений биологической очистки сточных вод г. Перми по утверждённым методикам.

Для обоснования возможности извлечения материального потенциала шлама содового производства и осадков сточных вод были подобраны компонентные составы материала для биологической рекультивации в соотношениях шлам содового производства : осадки сточных вод 3:1; 2:1; 1:1; 1:2; 1:3. Для предложенных составов были исследованы значения показателей, лимитирующих извлечение материального ресурса отходов: рН, ХПК.

Результаты и их обсуждение

Усреднённый состав дистиллерной жидкости в пересчёте на 1 т 100% кальцинированной соды представлен в таблице 1. Основным компонентом дистиллерной жидкости является хлорид кальция. Усреднённые характеристики водной фазы дистиллерной жидкости до и после отстаивания представлены в таблице 2 [6].

Анализ представленных данных показывает, что с жидкой фазой удаляется значительная часть растворимых форм хлоридов кальция, натрия и калия, а также дополнительно в водную фазу переходят растворимые сульфаты. Эффективность удаления твёрдой фазы методом отстаивания достигает 99,9%.

Компонентный состав твёрдой фазы шлама содового производства представлен в таблице 3.

Как видно из представленных данных, шлам содового производства представляет собой смесь карбонатов магния и кальция, сульфата кальция, а также оксида кремния, что свидетельствует о высоком материальном потенциале отхода. Препятствием для широкого использования шлама являются высокие значения рН водной вытяжки и общего содержания, что обуславливает токсикологическую опасность отхода.

Таблица 1

Состав дистиллерной жидкости в пересчёте на 1 т 100% кальцинированной соды

Наименование веществ	Количество, кг	Массовая доля, %
NaCl	476,9	3,63
NH ₄ OH	1,3	0,01
CaCO ₃	43,4	0,41
CaO	51,8	0,50
CaSO ₄	20,2	0,19
CaCl ₂	1045	10,08
Ca(OH) ₂	17,6	0,17
Прочие примеси	60,3	0,58
Вода	8651,7	83,45
Всего	10368,4	100

Таблица 2

Характеристика водной фазы дистиллерной жидкости до и после отстаивания

Показатель	Значение показателя, мг/дм ³	
	до отстаивания	после отстаивания
рН,ед	10,9	11,6
Хлориды	34028	29888
Аммоний	35,2	31,9
Железо	0,5	менее 0,1
Сульфаты	189	420,4
Кальций	12170	11215
Натрий	8345	7141
Калий	349	246
Нитраты	264	236
Магний	66	39,8
Сухой остаток	57425	50341
Взвешенные вещества	7797	18,9
Нефтепродукты	0,07	0,05
ХПК, мг O ₂ /л	181,7	158

Компонентный состав твёрдой фазы шлама содового производства

№ пп	Определяемый показатель	Значение показателя, % масс.
1	pH водной вытяжки (1:10)	8,5–12,3 ед.
2	Влажность	60,2
3	Кальций (II)	13,7
4	Магний (II)	0,2
5	Натрий (I)	0,1
6	Калий (I)	0,1
7	Карбонат-ион	20,5
8	Сульфат-ион	0,7
9	Хлорид-ион	0,3
10	Оксид кремния, в пересчёте на кремний	3,8

Исследование степени воздействия на окружающую среду шламов содового производства, обезвоженных методом отстаивания, выполненное методом биотестирования водной вытяжки на двух тест-объектах из разных систематических групп, позволило установить, что на *C. affinis* оказывает острое токсическое действие водной вытяжки при её 100% концентрации (без разбавления исходного раствора). Токсическое действие водной вытяжки шлама содового производства при её 100% концентрации на *P. caudatum* также оказывает острое токсическое действие. Индекс токсичности (Т) исходного раствора, без разбавления, превысил диапазон, в котором проба считается нетоксичной (0,00–0,40) и составил 0,65. На основании результатов биотестирования установлено, что шлам содового производства, обезвоженный методом отстаивания, обладает токсическими свойствами и в соответствии с критериями отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды относится к 4 классу опасности отхода.

Токсичные свойства шлама содового производства обусловлены высоким значением реакции среды (pH 8,5–12,6), а также содержанием в исходной дистиллерной жидкости хлорид- и сульфат-ионов, которые при отстаивании задерживаются в поровом пространстве шламов и при последующем обезвоживании методом отстаивания, и в результате испарения влаги концентрируются.

Для снижения токсичности шлама содового производства были проведены экспериментальные исследования, направленные на изучение влияния метода обезвоживания на свойства отхода, определяющие его класс опасности.

На основании результатов биотестирования водной вытяжки шламов содового производства, обезвоженных методом фильтро-

вания, установлено, что шлам содового производства обладает токсическими свойствами и, в соответствии с критериями отнесения опасных отходов к классу опасности для ОПС, относится к 4 классу опасности отхода.

На основании результатов биотестирования водной вытяжки шлама содового производства, обезвоженного методом центрифугирования, установлено, что шлам относится к 4 классу опасности отхода по воздействию на *D. magna* и к 5 классу опасности по воздействию на *S. quadricauda*.

В процессе обработки образцов методом центрифугирования было установлено, что исходная дистиллерная жидкость разделяется на 3 фракции: жидкая (pH 10,5), твёрдый образец мелкодисперсного состава (< 0,5 мм) (pH 8,3) и твёрдый образец крупнодисперсного состава (> 0,5 мм) (pH 12,1).

Исследование токсических свойств образца, представленного твёрдой мелкодисперсной фракцией, выделенной в результате центрифугирования, позволило установить, что по результатам воздействия на *D. magna* и *S. quadricauda* образец относится к 5 классу опасности отходов по воздействию на окружающую природную среду и не обладает токсичными свойствами.

Таким образом, в результате исследований установлено, что обезвоживание дистиллерной жидкости методом центрифугирования позволяет управлять опасными свойствами отходов производства и обеспечивает возможность извлечения материального потенциала отходов содового производства.

Исследование физико-химических и токсикологических свойств осадков сточных вод (ОСВ) проводили на примере сооружений биологической очистки сточных вод г. Перми. Установлено, что свойства ОСВ зависят от химического состава сточных вод; соотношения доли компонентов ОСВ – осадков первичных

Таблица 4

Физико-химические характеристики осадка первичных отстойников и избыточного активного ила

Показатель	Допустимое значение по: СанПиН 2.1.7.1322-03(1), СП2.1.7.1038-01(2), ГОСТР 17.4.3.07-2001(3), СанПиН 2.1.7.573-96(4), СанПиН 2.6.1.2523-09(5)	Значение показателя					
		Осадок первичных отстойников	ОСВ (ОПО+АИ)	АИ	АИ (после 1-2 лет складирования)	АИ (после 10 лет складирования)	АИ (после 20 лет складирования)
Влажность, %	не нормир.	96-98	78	85	75	45-55	35
Массовая доля органических веществ, % *	не нормир.	60-66	66	58	57-67	60-64	67
Массовая доля золы, % *	не более 80 (3)	36-40	34	42	33-43	36-40	33
Массовая доля общего азота, % *	не менее 0,6 (4)	5,7	3,1	5,7	4,2-5,7	4,7	3,5
Массовая доля общего фосфора (P ₂ O ₃), % *	не менее 1,5 (4)	5,5	3,6	5,5	5,5-6,2	7,4	6,6
pH солевой вытяжки	5,5-8,5 (3)	6,9	7,3	5,0	6,5	6,9	6,8
XПК водной вытяжки (1:1) мгО ₂ /л	не более 5000 (2)	13400-9000	13400	288	381	752	1802
Нефтепродукты, мг/кг	не более 30	109-160	4,5	109-110	-	-	-
Кадмий, мг/кг	30	50	20,0	11,2	19,7	19	33,8
Медь, мг/кг	1500	94-1300	1300	234	260	273	860
Марганец, мг/кг	не нормир.	-	0,063	925	720	1060	1230
Никель, мг/кг	400	33-500	140,0	115,0	115	115	550
Ртуть, мг/кг	не более 15 (3,4)	-	0,5	0,67	0,39	0,25	0,24
Свинец, мг/кг	500	100-160	45,0	34,7	45	50	140
Хром, мг/кг	1000	54-1000	510	305	445	385	1940
Цинк, мг/кг	3500	29-1470	780	814	765	755	1000
Класс опасности	не ниже III (1, 2)	IV	IV	IV	IV	IV	нет данных

Примечание: * - в пересчёте на сухое вещество.

Свойства материала для биологической рекультивации

Показатель	Шлам содового производства	ОСВ	Компонентный состав смеси осадки сточных вод : шлам содового производства				
			3:1	2:1	1:1	1:2	1:3
рН	12,4	7,2	7,4	7,5	8,4	8,7	10,8
ХПК, мг O ₂ /дм ³	859	9568	5912	4875	3680	3005	2425

отстойников (ОПО) и избыточных активных илов (ИАИ); а также длительности их хранения (табл. 4) [7].

В осадках сточных вод содержится значительное количество органических веществ и биогенных элементов (азот, фосфор и калий). Однако их применение в качестве органических удобрений в сельском хозяйстве, лесоразведении, придорожном озеленении, при благоустройстве территорий, для биологической рекультивации нарушенных земель, рекультивации полигонов ТБО и полигонов промышленных отходов, а также для производства почвогрунтов, несмотря на 4 класс опасности для окружающей природной среды, ограничено из-за высокого содержания тяжёлых металлов и высоких показателей химического потребления кислорода в водной вытяжке отхода.

Изменение значений показателей, ограничивающих возможность использования материального потенциала ОСВ, возможно при компостировании ОСВ, обработке ОСВ реагентами или биопрепаратами, введении в их состав компонентов-структураторов. В качестве структуратора ОСВ было предложено использование мелкодисперсной фракции шлама содового производства, выделенной в результате центрифугирования.

Опасные для окружающей природной среды свойства шлама содового производства и осадков сточных вод, ограничивающие возможность использования материального потенциала каждого из исследуемых отходов, обусловлены различными факторами, в то же время при совместном использовании отходов возможно получение товарного продукта – материала для биологической рекультивации, физико-химические и токсикологические характеристики которого соответствуют установленным требованиям.

Для обоснования возможности извлечения материального потенциала шлама содового производства и осадков сточных вод были подобраны компонентные составы материала для биологической рекультивации в соотношениях шлам содового производства : осадки сточных вод 3:1; 2:1; 1:1; 1:2; 1:3. Для предло-

женных составов были исследованы значения показателей, лимитирующие извлечение материального ресурса отходов. Полученные результаты (табл. 5) свидетельствуют о возможности изменения физико-химических свойств отходов и позволяют рекомендовать материал на основе шлама содового производства и осадков сточных вод в соотношениях осадки сточных вод : шлам содового производства 2:1 и 1:1 для биологической рекультивации нарушенных земель.

Проведённые исследования позволили разработать схему управления опасными свойствами отходов производства с целью обеспечения возможности извлечения их материального потенциала (рис.).

Полученный по предложенной схеме новый товарный продукт обладает эмерджентными свойствами, отсутствующими у исходных отходов производства, в силу возникновения синергетического эффекта, который по своему значению может превышать простую сумму полезных потребительских свойств каждого продукта в отдельности. Так, полученный в результате сочетания переработанных отходов содового производства (мелкодисперсной фракции шлама содового производства) и осадков сточных вод продукт обладает свойствами, удовлетворяющими требованиям к материалам для биологической рекультивации, и может быть использован взамен первичных материалов.

Заключение

Промышленные отходы характеризуются сложным компонентным составом, физико-химическими и токсикологическими свойствами, обуславливающими их опасность для окружающей природной среды. С другой стороны, промышленные отходы зачастую являются обеднённым минеральным ресурсом, но наличие опасных свойств ограничивает их вовлечение в производство товарных продуктов. Ввиду этого промышленные отходы размещаются в накопителях и отвалах, задалживая территории и оказывая неблагоприятное воздействие на окружающую среду.

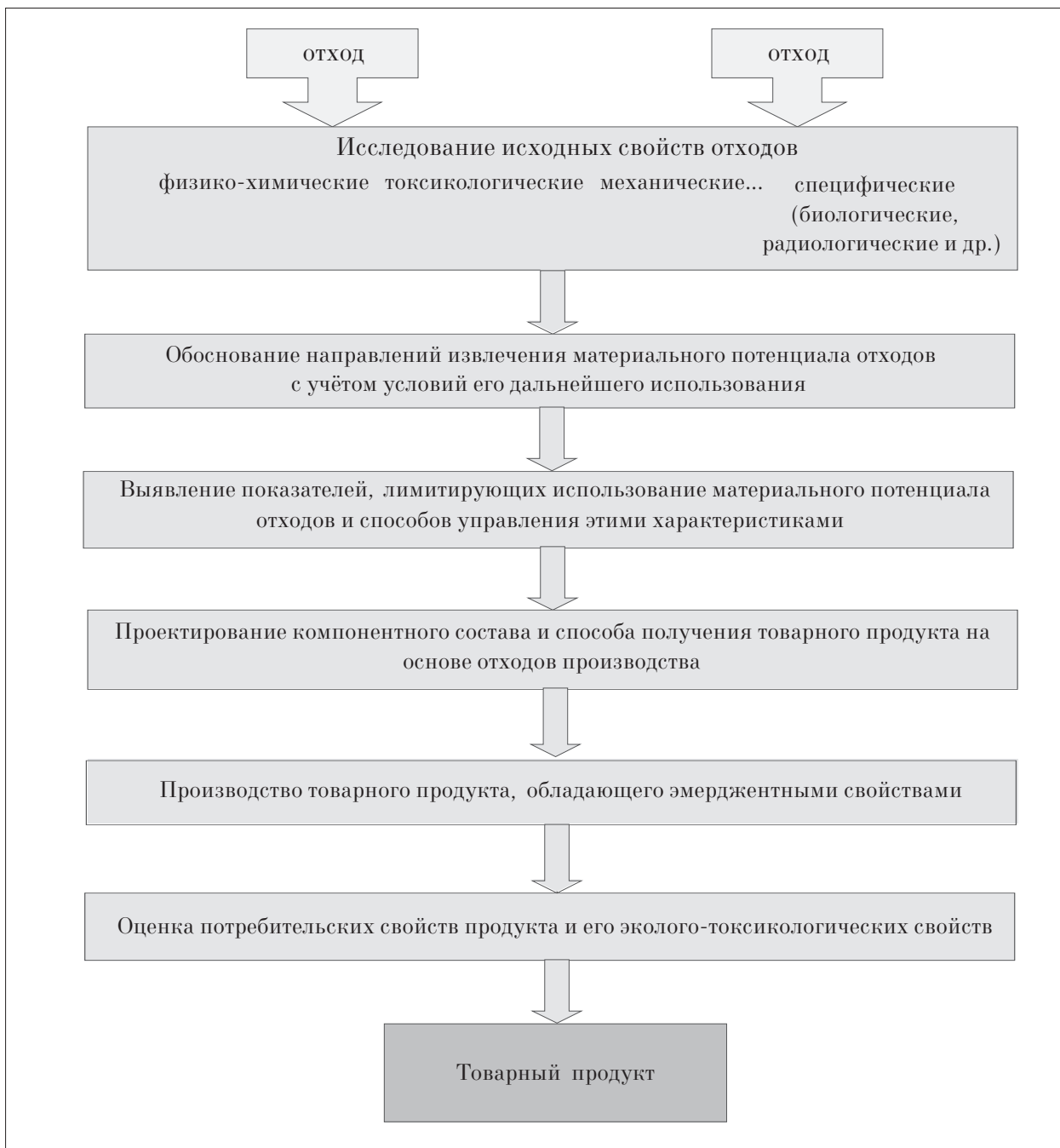


Рисунок. Схема управления опасными свойствами отходов производства с целью обеспечения возможности извлечения их материального потенциала

Изменение свойств шлама содового производства, обуславливающих его токсичность, возможно методом обезвоживания отхода. Наименее токсичными являются отходы мелкодисперсной фракции шлама содового производства (< 0,5 мм), выделенной в результате центрифугирования.

Использование осадков сточных вод в качестве материала для биологической рекультивации без его предварительной обработки ограничено ввиду несоответствия установленным требованиям. Снижение

опасных свойств осадков сточных вод возможно путём их разбавления компонентами-структураторами.

В результате синергетического эффекта, возникающего при смешивании отходов на основе шламов содового производства и осадков сточных вод в соотношениях осадки сточных вод : шлам содового производства 2:1 и 1:1, получен материал, пригодный для использования в биологической рекультивации и характеризующийся новыми физико-химическими свойствами.

На основании выполненных исследований разработана схема управления опасными свойствами отходов производства с целью обеспечения возможности извлечения их материального потенциала.

Литература

1. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости периодафний ФР.1.39.2007.03221.

2. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний ФР 1.39.2007.03222.

3. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по из-

менению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей ФР 1.39.2007.03223.

4. Методика определения токсичности почвы и донных осадков экспресс-методом с применением прибора «Биотестер» ФР.1.39.2005.01883.

5. Приказ Министерства природных ресурсов РФ № 511 от 15 июня 2001 г. «Об утверждении критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей среды».

6. Калинина Е.В., Рудакова Л.В., Петров В.Ю. Критерии оценки системы обращения с отходами производства кальцинированной соды // Экология и промышленность России. № 5. 2011. С. 44–47.

7. Вайсман Я.И., Глушанкова И.С., Калинина Е.В., Дьяков М.С. Термическая утилизация избыточного ила муниципальных очистных сооружений на примере г. Перми // Вода: экология и технология «Экватек-2008»: Материалы Восьмого международного конгресса. Москва. С. 886–891.

УДК 504.53.064.4:606

Влияние интенсивности аэрации субстрата в биореакторе на деструкцию углеводов нефти

© 2013. М. В. Ахмадиев, ассистент,

Л. В. Рудакова, д.т.н., профессор, Э. Х. Сакаева, к.т.н., доцент,

Пермский национальный исследовательский политехнический университет,

e-mail: zamok-max@yandex.ru

Исследовано влияние интенсивности аэрации субстрата на процесс биоремедиации нефтезагрязнённых почв в аэробном биореакторе и биореакторе с микроаэрофильными условиями. Приведены результаты микробиологических исследований и динамика деструкции углеводов нефти в нефтезагрязнённых почвах в условиях биореакторов. Проведён сравнительный анализ эффективности биодеструкции нефтепродуктов в биореакторах.

The effect of substrate aeration intensity on the dynamics of bioremediation of oil-contaminated soils in an aerobic bioreactor and a bioreactor with microaerophilic conditions. The results of microbiological research and dynamics of oil products biodegradation in oil-polluted soils in conditions of in bioreactors are shown. A comparative analysis is made of biodegradation efficiency of oil products in bioreactors.

Ключевые слова: биоремедиация, биореактор, углеводородокисляющие микроорганизмы, нефтезагрязнённая почва, микробная сукцессия

Keywords: bioremediation, bioreactor, oil-oxidizing microorganisms, oil polluted soil, succession of microorganisms

Ежегодно в Пермском крае добывается около 10 млн. т нефти, из них около 3% (300 тыс. т) составляют потери, обусловленные аварийными ситуациями, в результате чего происходит загрязнение объектов окружающей среды. Нефтепродукты способны накапливаться в поверхностном слое почвы, которая играет роль органо-сорбционного барье-

ра. Миграция нефтепродуктов по почвенному профилю зависит от степени растворимости в водной среде отдельных компонентов нефти.

При попадании нефтепродуктов в почву, загрязнённая почва становится основным трофическим субстратом для углеводородокисляющих микроорганизмов (УВОМ). Происходит угнетение почвенных биоценозов, раститель-

ных и животных сообществ. Подавляется ферментативная активность почвы [1, 2].

В связи с этим для Пермского края актуален вопрос восстановления нарушенных нефтезагрязнённых почв (НЗП).

Восстановление нефтезагрязнённых территорий является длительным, многоэтапным процессом, который требует системного подхода и комплексного экономически обоснованного и экологически безопасного решения.

В настоящее время широко применяется метод биоремедиации почв, основанный на способности микроорганизмов осуществлять биодеструкцию различных ксенобиотиков, в том числе и углеводородов нефти. Метод биоремедиации реализуется на специально оборудованных технологических площадках или с применением интенсивных биореакторных технологий.

Скорость биодеструкции ксенобиотиков на технологических площадках зависит от природно-климатических особенностей территории, поэтому процесс восстановления и конечные результаты трудно прогнозируются. Применение биореакторной технологии позволяет избежать этих недостатков, проводить процесс при контролируемых оптимальных параметрах (температура, влажность и др.).

Влияние ряда абиотических факторов на скорость биодеструкции углеводородов нефти: температуры, влажности, объёмной доли структуратора – было установлено в ранее проведённых исследованиях [3, 4].

Цель работы заключалась в исследовании влияния аэрации субстрата на процесс биодеструкции углеводородов нефти в почве.

Поставленная цель достигалась решением следующих задач:

- планирование и проведение экспериментальных исследований по определению

влияния интенсивности аэрации субстрата на процесс деструкции углеводородов нефти в условиях биореактора;

- исследование структуры биоценоза микроорганизмов в перерабатываемых субстратах в аэробных и микроаэрофильных условиях;

- изучение особенностей динамики деструкции углеводородов нефти при различных условиях аэрации в биореакторах.

Предметом исследования являлся процесс биоремедиации нефтезагрязнённой дерново-подзолистой почвы, образцы которой были отобраны на территории Пермского края в районе аварийного разлива нефти.

Материалы и методы исследования

Для изучения влияния степени аэрации субстрата на процесс очистки нефтезагрязнённой почвы (НЗП) был смоделирован процесс биоремедиации в лабораторных реакторах с различными условиями аэрации: аэробный биореактор и биореактор с микроаэрофильными условиями.

Конструкции биореакторов представляли собой ёмкости вертикального типа, выполненные из коррозионно-стойкого материала объёмом 0,25 м³: аэробный биореактор – цилиндрическая ёмкость с перемешивающим устройством; биореактор с микроаэрофильными условиями – герметично закрытая цилиндрическая ёмкость.

Параметры процесса биоремедиации НЗП в реакторах представлены в таблице 1.

Микроаэрофильные условия создавались путём герметизации биореактора с возможностью периодического притока кислорода для предотвращения создания анаэробных условий.

В процессе развития бактериальной культуры происходит постепенное снижение содержания кислорода в субстрате до 5%. При

Таблица 1

Параметры процесса биоремедиации в лабораторных биореакторах с различными условиями аэрации субстрата

Тип биореактора	Параметры процесса	Значения параметров
Аэробный биореактор	Температура, °С	20±2
	Влажность, %	70–80
	Содержание кислорода, %	18–19
	Перемешивание	Без перемешивания
Биореактор с микроаэрофильными условиями	Температура, °С	+20±2
	Влажность, %	70–80
	Содержание кислорода, %	4–5
	Перемешивание	1 раз в 2 недели

Таблица 2

Изменение микробиологических характеристик НЗП

Показатели	Ед. изм.	Исходная нефтезагрязнённая почва	Аэробный биореактор	Биореактор с микроаэрофильными условиями
Общее количество бактериальных клеток	Кл/г	$(10,6 \pm 0,64) \cdot 10^8$	$(1,87 \pm 0,14) \cdot 10^7$	$(1,92 \pm 0,14) \cdot 10^7$
Количество сапрофитных бактерий	КОЕ/г	$(4,45 \pm 0,94) \cdot 10^7$	$(2,65 \pm 0,36) \cdot 10^7$	$(4,25 \pm 0,46) \cdot 10^6$
Количество УВОМ	КОЕ/г	$(5,85 \pm 1,08) \cdot 10^6$	$(3,00 \pm 0,39) \cdot 10^5$	$(8,70 \pm 0,66) \cdot 10^5$
Количество актиномицетов	КОЕ/г	$(5,16 \pm 0,32) \cdot 10^6$	$(3,23 \pm 0,41) \cdot 10^7$	$(6,55 \pm 0,46) \cdot 10^7$
Количество микроскопических грибов	КОЕ/г	Не обнаружено	$(3,00 \pm 1,22) \cdot 10^2$	$(1,10 \pm 0,08) \cdot 10^4$
Обрастание почвенных комочков бактериями рода <i>Azotobacter</i>	% обрастания	65	90	90

содержании кислорода в субстрате менее 1% возникает анаэробноз [5].

Аэробные условия создавали путём пассивной аэрации субстрата атмосферным воздухом, в составе которого содержится 21% кислорода. Возникновение слабоаэрируемых зон предотвращали путём перемешивания субстрата.

Нефтезагрязнённую дерново-подзолистую почву помещали на 180 суток в лабораторные биореакторы дискретного действия, в которых поддерживали постоянные параметры: температуру, влажность, содержание кислорода.

Создание оптимальных абиотических условий среды позволило активировать аборигенную микрофлору, в которой присутствуют различные ассоциации микроорганизмов, способные к биодegradации широкого спектра фракций углеводородов нефти.

Для аэробного биореактора, с целью предотвращения возникновения плохо аэрируемых зон, в рецептуру субстрата включали 30% об. древесного опила с размером частиц 5–7 мм [3, 4]. Добавление опила позволило улучшить воздушный режим почвы. Для устранения слеживаемости субстрата производили перемешивание субстрата 1 раз в две недели с помощью специального устройства.

Для отбора почвенной пробы из реактора с микроаэрофильными условиями 1 раз в две недели производили открытие биореактора и изъятие почвенного образца из глубины биореактора.

В процессе наблюдения за динамикой процесса биоремедиации НЗП определяли микробиологические показатели, для чего производили посеы из почвенной суспензии на элективные твёрдые питательные среды: МПА

(мясо-пептонный агар) – для учёта сапрофитов, среду Чапека – для учёта микроскопических грибов, среду «К» – для учёта УВОМ, КАА (крахмало-аммиачный агар) – для учёта актиномицетов, среду Эшби – для определения бактерий р. *Azotobacter*, методом обрастания комочков почвы [5].

Общую бактериальную численность определяли методом прямого счёта, с использованием микроскопа «Carl Zeiss».

Эффективность процесса очистки НЗП определяли по изменению общего содержания углеводородов нефти в почве при помощи ИК-спектрометрии.

Результаты и их обсуждение

Перед началом экспериментальных исследований проведена оценка исходной НЗП по микробиологическим и физико-химическим показателям. В таблице 2 представлена характеристика исходного субстрата и очищенной НЗП в аэробном биореакторе и биореакторе с микроаэрофильными условиями по микробиологическим показателям.

Изменения микробиологических показателей исследуемых субстратов в аэробном биореакторе и биореакторе с микроаэрофильными условиями носили аналогичный характер.

В процессе очистки наблюдалось постепенное увеличение общей бактериальной численности, что свидетельствовало о снижении токсичности НЗП и как следствие развитии новых групп микроорганизмов. По достижению максимальных значений (20-е сутки) происходило постепенное снижение общей бактериальной численности (рис. 1),

что обусловлено уменьшением концентрации нефтепродуктов в почве, являющихся питательным субстратом для некоторых групп микроорганизмов.

Микроорганизмы, выделенные на среде МПА в исходной почве, были представлены в основном родами *Pseudomonas sp.* и *Rhodococcus sp.*, а к концу экспозиции, кроме представленных родов, появились виды родов *Bacillus sp.*, *Micrococcus sp.*, *Nocardia sp.* и др.

Количество сапрофитных микроорганизмов к концу экспозиции изменялось незначительно, но с тенденцией постепенного снижения, что также обусловлено уменьшением содержа-

ния нефтепродуктов, доступных в качестве питательных элементов. В дальнейшем динамика процесса характеризовалась приближением численности сапрофитов к фоновым показателям, которые были установлены ранее проведёнными экспериментальными исследованиями.

Приближение к фоновым показателям свидетельствовало о том, что в процессе очистки восстанавливаются исходные условия формирования микробиоценоза, которые были изменены при попадании нефти и нефтепродуктов в почву.

В ходе исследований проводили наблюдения за динамикой численности углеводородокисляющих микроорганизмов (УВОМ), кото-

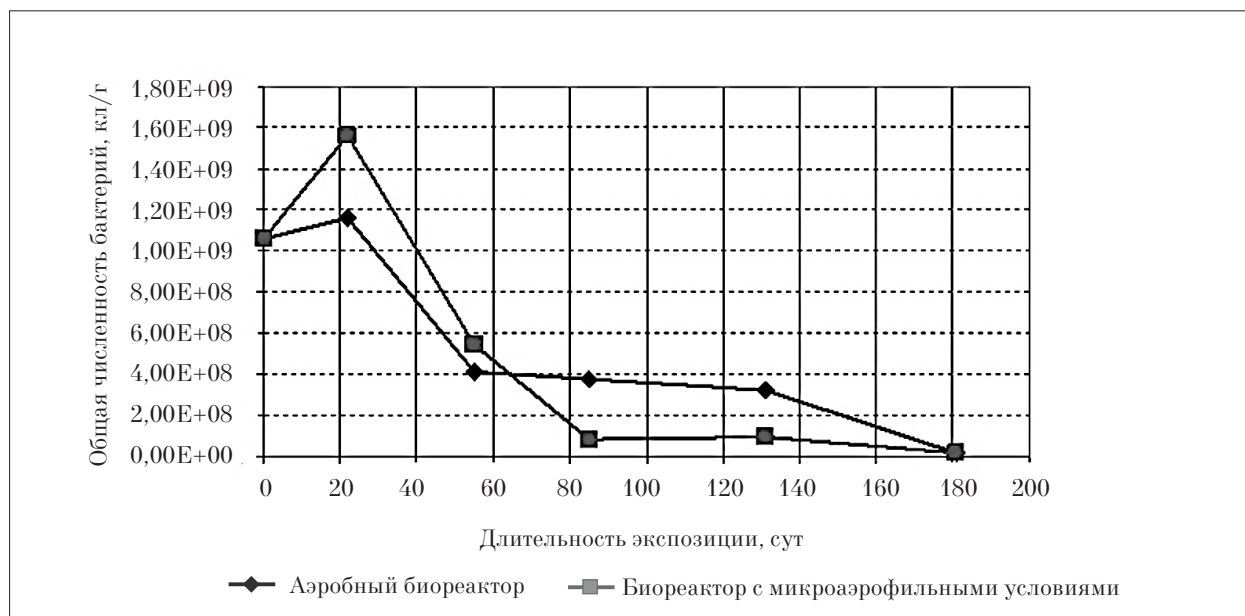


Рис. 1. Динамика общей бактериальной численности

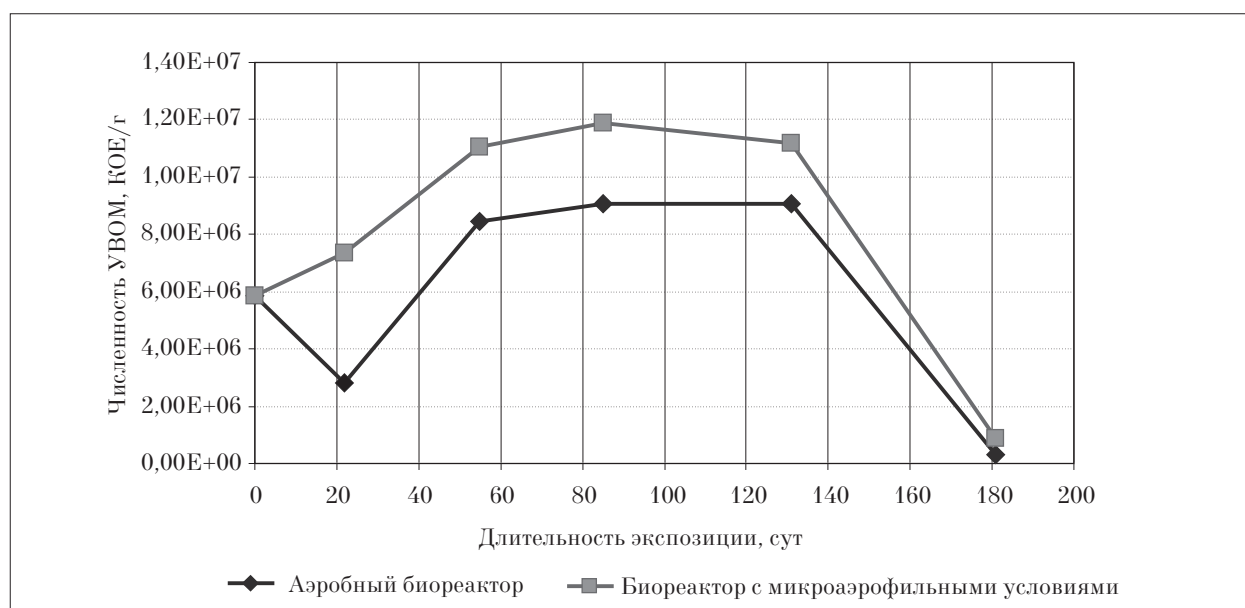


Рис. 2. Динамика численности углеводородокисляющих микроорганизмов

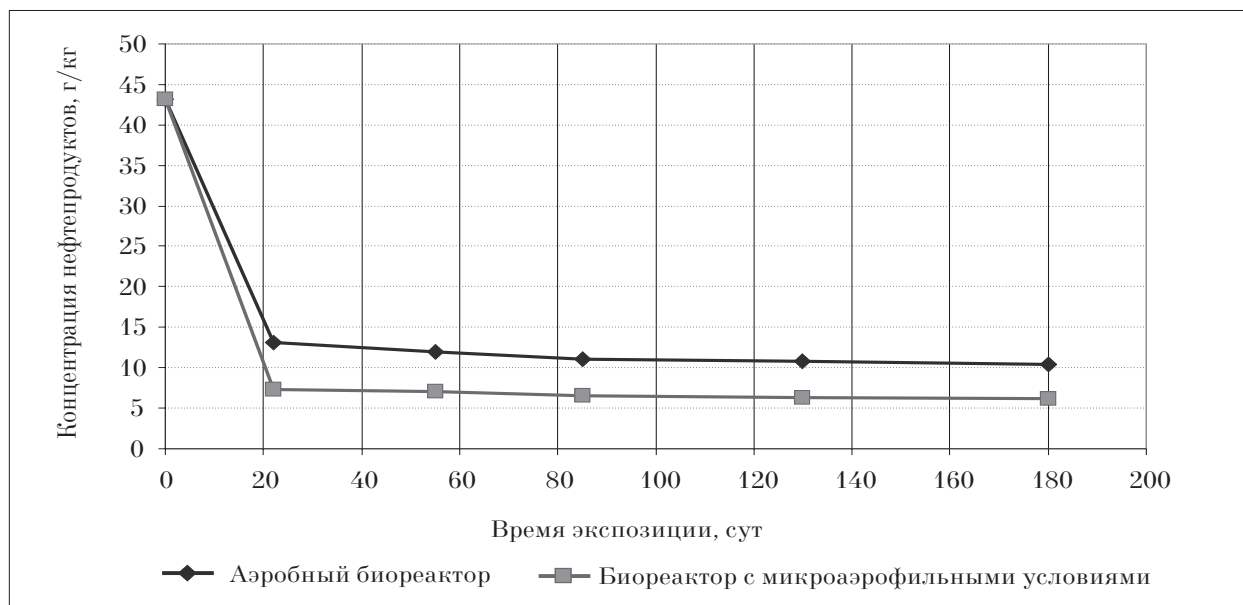


Рис. 3. Динамика снижения концентрации нефтепродуктов в почве

рые являются основными деструкторами различных фракций углеводородов нефти.

В соответствии с рисунком 2 динамика численности УВОМ носила сходный характер в обоих биореакторах. Различие состояло в том, что численность УВОМ в реакторе с микроаэрофильными условиями была выше на пол-порядка, что потенциально может обеспечить большую эффективность очистки почвы от загрязнения углеводородами нефти. Более развитие УВОМ в биореакторе с микроаэрофильными условиями могло быть обусловлено развитием факультативных анаэробных микроорганизмов, которые не могут активно развиваться в условиях высокого содержания в субстрате кислорода. В микроаэрофильных условиях может образовываться широкий спектр соединений в результате биодеструкции компонентов нефти, что и обуславливает большее биологическое разнообразие микробного сообщества.

Снижение численности УВОМ к концу экспозиции происходило из-за уменьшения содержания нефтепродуктов в почве, что является индикатором завершения процесса биодеструкции углеводородов нефти.

Важным показателем состояния почв любого типа является присутствие азотфиксирующих бактерий. В связи с этим были проведены работы по выявлению бактерий рода *Azotobacter*. В процессе очистки НЗП наблюдалось увеличение процента обрастания комочков бактериями рода *Azotobacter sp.* К концу экспозиции процент обрастания достиг значений 90%, что свидетель-

ствовало о постепенном восстановлении НЗП и снижении токсичности углеводородов нефти для данного рода бактерий.

Известно, что в процессе биодеструкции нефтепродуктов большую роль играют актиномицеты и микроскопические грибы, которые используют труднодоступные для других групп микроорганизмов компоненты нефти и играют важную роль на завершающих этапах процесса биоремедиации, т. к. способны окислять остаточные малые концентрации нефтепродуктов.

Нефть, пропитывая почвенные частицы, ухудшает доступ кислорода к почвенным частицам, создаётся значительное количество микронзон с ограниченным доступом кислорода, что лимитирует развитие микроскопических грибов и актиномицетов.

В процессе очистки в биореакторах происходило увеличение численности актиномицетов, что свидетельствовало об улучшении воздушно-водного режима почвы. Актиномицеты доминируют на поздних стадиях микробной сукцессии, когда создаются условия для использования труднодоступных фракций углеводородов. В связи с этим в биореакторах наблюдалось увеличение численности актиномицетов по сравнению с исходной НЗП.

Появление микроскопических грибов свидетельствовало о детоксикации НЗП. Грибы в почвенных образцах были представлены в основном видами родов *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium*.

Для оценки эффективности очистки НЗП в исследуемых биореакторах было определе-

но содержание нефтепродуктов в исходной почве и в исследуемых субстратах. Содержание нефтепродуктов в исходной почве составляло 43,2 г/кг. Изменение общего содержания нефтепродуктов в почве позволило установить динамику процесса очистки НЗП (рис. 3).

Полученные экспериментальные данные подтверждают возможность деструкции углеводородов нефти микроорганизмами в микроаэрофильных условиях. Эффективность процесса биодеструкции в аэробном биореакторе составила 76%, в то время как в биореакторе с микроаэрофильными условиями наблюдалась эффективность на уровне 86%.

Заключение

Процесс биодеструкции углеводородов нефти в НЗП достаточно эффективно протекал и в аэробных условиях, и в микроаэрофильных условиях.

Изменение микробиологических характеристик в аэробном биореакторе и биореакторе с микроаэрофильными условиями характеризовалось аналогичной динамикой.

В микроаэрофильном биореакторе по сравнению с аэробным в НЗП наблюдалось большее развитие УВОМ, а также более высокая общая бактериальная численность. Большее развитие УВОМ обуславливало бо-

лее эффективную биодеструкцию углеводородов нефти.

Эффективность биоремедиации в биореакторе с микроаэрофильными условиями составила 86%, что на 10% выше, чем в аэробном биореакторе. Проведение биоремедиации НЗП в микроаэрофильных условиях можно предложить как способ интенсификации биореакторной технологии.

Литература

1. Оборин А.А. Нефтезагрязнённые биогеоценозы: монография. УрО РАН; Перм. гос. техн. ун-т; Перм. гос. техн. ун-т. Пермь. 2008. 511 с.
2. Киреева Н.А. Микробиологические процессы в нефтезагрязнённых почвах. Уфа. 1994. 171 с.
3. Бикмансурова Э. Х., Рудакова Л. В., Ахмадиев М. В. Исследование процессов биоремедиации нефтезагрязнённых почв в лабораторных биореакторах различного типа // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2008. № 12. С. 24–26.
4. Ахмадиев М. В., Рудакова Л. В., Бикмансурова Э. Х. Разработка исходных данных для проектирования опытно-промышленного биореактора по биоремедиации нефтезагрязнённых почв // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2012. № 7. С. 34–37.
5. Практикум по микробиологии: учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений / Под ред. А. И. Нетрусова. М.: Академия, 2005. 608 с.

Организация эффективных систем управления экологической безопасностью на промышленных предприятиях

© 2013. А. В. Цыбина, ст. преподаватель, Я. В. Залесова, магистрант,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: anna@eco.pstu.ac.ru

В статье показана возможность организации системы управления экологической безопасностью предприятия как интегрированной системы экологического менеджмента и менеджмента промышленной безопасности. Дано обоснование эффективности интегрированных систем менеджмента. Показана эффективность процессного подхода при решении проблем, связанных с организацией интегрированных систем управления экологической безопасностью.

In this paper the possibility of organization of industrial enterprise's environmental safety management system as an integrated environmental management system and management system of industrial safety is shown. The effectiveness of integrated management systems is proved. The efficiency of process approach in solving problems related to the organization of integrated environmental safety management systems is shown.

Ключевые слова: экологическая безопасность, охрана окружающей среды, промышленная безопасность, процессный подход, интегрированная система менеджмента

Keywords: environmental safety, environmental protection, industrial safety, process approach, integrated management system

Негативные тенденции изменения существующей экологической ситуации в развитых странах мира во многом определяются развитием промышленного производства. Именно поэтому большое значение приобретает организация эффективного контроля и сокращения воздействия предприятий на окружающую среду [1].

На сегодняшний день одной из наиболее перспективных форм взаимодействия общества и природы является рациональное природопользование. В нашей стране оно реализуется с помощью механизмов обеспечения экологической безопасности личности, населения, территории.

Федеральный закон от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» определяет экологическую безопасность как «состояние защищённости природной среды и жизненно важных интересов человека от возможного негативного воздействия хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера, их последствий» [2].

Масштабность многих чрезвычайных ситуаций природного характера обуславливает необходимость организации соответствующих систем управления на государственном уровне. В то же время предотвращать и ликвидировать последствия хозяйственной деятельно-

сти человека могут сами хозяйствующие субъекты – промышленные предприятия.

Под экологической безопасностью предприятия понимают комплекс организационно-технических мер, направленных на обеспечение соответствия природоохранной деятельности предприятия нормативным требованиям [3].

При обеспечении экологической безопасности на промышленных предприятиях основное внимание уделяется техническим и технологическим аспектам хозяйственной деятельности. Однако для повышения уровня экологической безопасности производства решений технического плана бывает недостаточно; следует уделять больше внимания организационно-управленческим вопросам обеспечения экологической безопасности, которые находят своё выражение в системе управления, стилях и методах руководства [4].

В рамках предприятия в соответствии с масштабами объектов безопасности можно выделить три уровня обеспечения экологической безопасности:

- 1) безопасность предприятия в целом,
- 2) безопасность цеха/подразделения,
- 3) безопасность на рабочем месте.

Поскольку количество субъектов обеспечения безопасности увеличивается от первого уровня к третьему, соответствующую систему

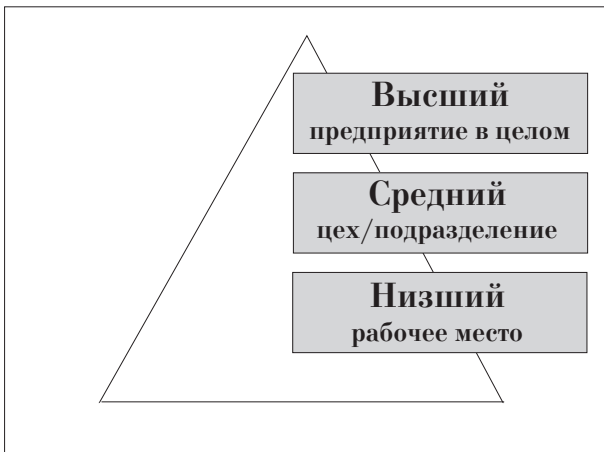


Рис. 1. Пирамида уровней обеспечения экологической безопасности на предприятии

обеспечения экологической безопасности предприятия можно изобразить в виде пирамиды (рис. 1).

Устранять причины опасностей на рабочем месте проще, чем ликвидировать последствия опасностей в масштабе подразделения или всего предприятия в целом. Поэтому в подобной структуре эффективность управления на низшем уровне пирамиды влияет на эффективность управления на вышестоящих уровнях.

Для формирования любой системы управления необходимо определить объект, на который будет направлено управленческое воздействие. Деятельность большинства промышленных предприятий оказывает негативное воздействие как на состояние окружающей природной среды, так и на здоровье и жизнь персонала предприятия и населения, проживающего на территориях присутствия предприятий (рис. 2).

Таким образом, систему управления экологической безопасностью предприятия можно рассматривать как комплекс, включающий две подсистемы, а именно – систему управления промышленной безопасностью и систему управления охраной окружающей среды.

Данные направления менеджмента являются объектами международной стандартизации. Так, международный стандарт ISO 14001 «Системы экологического менеджмента. Требования и руководство по применению» является на сегодняшний день общепринятым с точки зрения требований к системам экологического менеджмента, внедряемых в организациях любого типа и местоположения. В свою очередь, одним из наиболее распространённых международных стандартов,

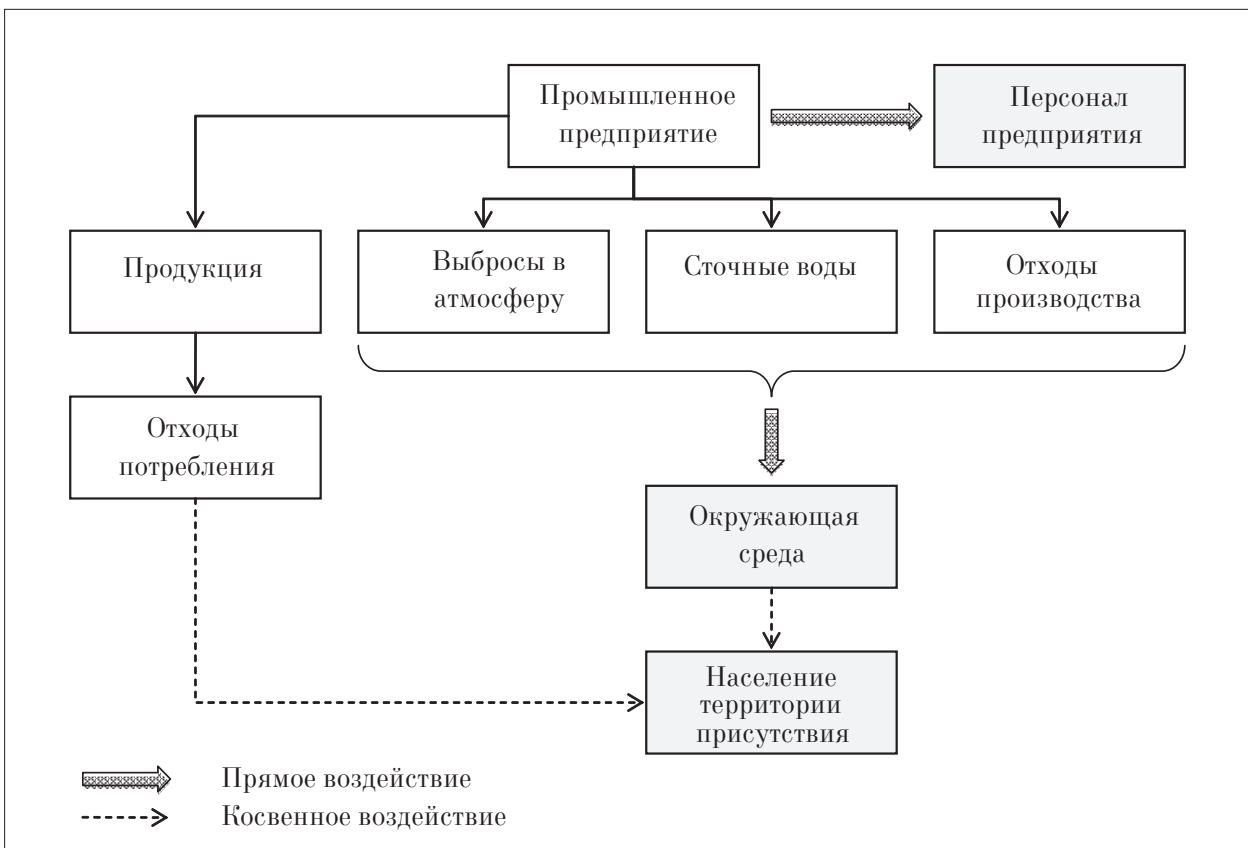


Рис. 2. Воздействие промышленного предприятия на окружающую среду, персонал предприятия и население территории присутствия

Таблица 1

Цели систем экологического менеджмента и менеджмента безопасности труда согласно международным стандартам ISO 14001:2008 и OHSAS 18001:2007

Стандарт	ISO 14001	OHSAS 18001
Наименование системы менеджмента	Система экологического менеджмента (СЭМ) [2]	Система менеджмента промышленной безопасности труда (СМПБ) [3]
Определение системы менеджмента в соответствии со стандартом	СЭМ – часть системы менеджмента организации, используемая для разработки и внедрения экологической политики и управления её экологическими аспектами	СМПБ – часть системы менеджмента организации, используемая для разработки и внедрения её политики в области безопасности труда и управления её рисками в области безопасности труда
Цель системы	Выполнение общественных и законодательных требований к производству продукции и к любым побочным продуктам: отходам, сточным водам и выбросам в атмосферу	Предотвращение несчастных случаев на производстве, предупреждение нарушений здоровья, обусловленных рабочей средой, обеспечение условий труда, соответствующих действующим нормам и законам

определяющих требования, относящиеся к системам управления охраной здоровья и безопасностью труда, и дающих возможность организациям справиться с производственными рисками и повысить эффективность всего производственного процесса, является стандарт OHSAS 18001 «Системы менеджмента охраны здоровья и обеспечения безопасности труда. Требования» [5] (табл. 1).

Внедрение на предприятии систем менеджмента в соответствии с вышеупомянутыми стандартами предполагает прежде всего разработку политики организации в области охраны окружающей среды/промышленной безопасности, которая должна быть равноправной и согласованной частью общей политики и стратегии развития организации.

Последовательность дальнейших действий по организации системы менеджмента экологической безопасности реализуется по известному циклу Деминга (циклу P-D-C-A) и предполагает выполнение следующих шагов.

1. Планирование деятельности в области охраны окружающей среды и безопасности производства, определение законодательных и иных обязательных требований, определение целевых и плановых показателей (перечень опасностей, уровень рисков, степень экологичности продукции), разработка программы управления охраной окружающей среды (ООС) и промышленной безопасностью (ПБ).

2. Внедрение и обеспечение функционирования системы менеджмента, в том числе определение структуры и ответственности, выяв-

ление потребностей в обучении и организация обучения персонала, организация коммуникаций, разработка документации системы, управление документацией, операциями, обеспечение подготовленности к аварийным ситуациям (несчастным случаям) и реагирование на них.

3. Проведение проверок и корректирующих действий, проведение мониторинга и измерений, устранение несоответствий, проведение корректирующих и предупреждающих действий, аудит системы.

4. Анализ системы менеджмента со стороны руководства и постоянное её улучшение [4].

Системы экологического менеджмента и системы менеджмента безопасности труда, организованные по стандартам ISO 14001:2008 и OHSAS 18001:2007 соответственно, во многом схожи и обладают взаимно пересекающимися областями, поэтому эффективно и рационально создавать на предприятии соответствующую интегрированную систему менеджмента. Создание интегрированной системы менеджмента экологической безопасности позволит защитить экологические интересы общества и обеспечит эффективное выполнение целей предприятия как хозяйствующего субъекта, ориентированного на производство продукции и получение прибыли.

Под интегрированной системой менеджмента в общем случае понимают часть системы общего менеджмента организации, отвечающую требованиям двух или более международных стандартов на системы менеджмента и функционирующую как единое целое [5].

Эффективность интегрированной системы менеджмента выше, чем эффективность автономных параллельно существующих систем, что обусловлено следующими факторами:

- интегрированная система обеспечивает большую согласованность действий внутри организации, тем самым усиливая синергетический эффект, заключающийся в том, что общий результат от согласованных действий больше, чем простая сумма отдельных результатов;
- интегрированная система минимизирует функциональную разобщенность в организации, возникающую при разработке автономных систем менеджмента;
- создание интегрированных систем значительно менее трудоёмко, чем создание нескольких параллельных систем;
- число внутренних и внешних связей в интегрированной системе меньше, чем суммарное число этих связей в нескольких системах; объём документов в интегрированных системах также значительно меньше;
- в интегрированных системах достигается более высокая степень вовлеченности персонала в улучшение деятельности организации;
- в интегрированных системах баланс интересов внешних сторон организации учитывается более полно, чем при наличии параллельных автономных систем менеджмента;
- затраты на разработку, функционирование и сертификацию интегрированной системы ниже, чем суммарные затраты на

разработку и внедрение нескольких систем менеджмента [5];

– анализ функционирования интегрированных систем менеджмента позволяет определить приоритеты стратегического развития организации.

Интегральный подход к управлению экологической безопасностью позволяет учесть причины (источники опасности) и последствия хозяйственной деятельности предприятия, которые могут нежелательно воздействовать на окружающую среду и население, проживающее на территории присутствия предприятия. В рамках интегрального подхода возможно достижение сложных и многочисленных целей процесса выработки решений, связанных с охраной здоровья населения, управлением воздействиями промышленных предприятий на окружающую среду, с социальными и экономическими последствиями таких воздействий [7].

На промышленных предприятиях, в зависимости от характера проводимых мероприятий по управлению безопасностью, можно выделить четыре подхода к решению проблем, связанных с обеспечением экологической безопасности (табл. 2).

На сегодняшний день вопросы охраны окружающей среды и обеспечения безопасности труда на промышленных предприятиях в основном решаются методами, соответствующими первому и третьему из рассмотренных подходов. Как правило, данные вопросы находятся в ведении разных подразделений и как следствие за их решение отвеча-

Таблица 2

Подходы к решению проблем промышленной безопасности и охраны окружающей среды на промышленных предприятиях

Подход	Примеры мероприятий
1. Экстенсивный автономный подход. Проблемы промышленной безопасности (ПБ) и охраны окружающей среды (ООС) решаются обособленно друг от друга.	Использование средств индивидуальной защиты, спецодежды, установка очистного оборудования, рециклинг отходов.
2. Экстенсивный интегрированный подход. Проблемы ПБ и ООС рассматриваются как взаимосвязанные.	Установка вентиляционных систем и водоочистного оборудования с учётом требований ООС и охраны труда.
3. Превентивный автономный подход. Обеспечение безопасности работников предприятия и ОС, при котором реализуемые мероприятия направлены на решение одной из проблем.	Использование малоотходных технологий.
4. Превентивный интегрированный подход. Проблемы ПБ и ОС рассматриваются как единое целое.	Использование безопасных материалов и безотходных технологий.

ют разные руководители. Что касается интегрированных систем управления экологической безопасностью, в которых существуют подразделения, отвечающие как за ПБ, так и за ООС, то и в этих случаях не исключено возникновение проблем, если руководители таких подразделений имеют двух заместителей, каждый из которых является ответственным за свое направление.

Таким образом, можно выделить следующие основные проблемы, связанные с организацией управления экологической безопасностью на предприятии:

- подразделения, занимающиеся вопросами ООС и ПБ, действуют разрозненно;
- возможности таких подразделений ограничены, непосредственно влиять на деятельность подразделений предприятия (цехов) они не могут, потому что, как правило, находятся в подчинении у разных руководителей.

Решить данные проблемы можно с помощью современного подхода к построению систем менеджмента – процессного подхода, при котором вся деятельность организации рассматривается как совокупность взаимосвязанных процессов, целью которых является удовлетворение потребностей как внутренних, так и внешних заинтересованных сторон. Основным преимуществом процессного подхода является то, что требования заинтересованных сторон отслеживаются на всех этапах жизненного цикла продукции. Процессный подход позволяет своевременно реагировать на изменения внутри организации и во внешнем окружении, а также оптимизировать обмен информацией между различными подразделениями.

Внедрение интегрированных систем менеджмента экологической безопасности, основанных на принципах комплексности и использовании процессного подхода, позволит предприятиям повысить эффективность управления экологической деятельностью, промышленной безопасностью и охраной труда.

Литература

1. Струкова М. Н. Совершенствование системы экологического менеджмента на металлургическом предприятии: Автореф. дис. ... канд. экон. наук. Екатеринбург. 2005. 24 с.
2. Закон «Об охране окружающей среды» № 7-ФЗ от 10 января 2002 г. [Электронный ресурс] URL: <http://www.consultant.ru/popular/okrsred>.
3. ООО НВС АРМ – М. [Электронный ресурс] URL: <http://www.arm-m.com/articles/ecologiskeskaja-bezopasnost.php>.
4. Елькина Л.Г., Набиуллина Р.Р. Управление экологической безопасностью: принципы, способы и формы организации на предприятии // Вестник УГАТУ. Экономические науки. Вып. 1. 2009.
5. Ерхова Н.Е., Карманов В.В. Интегрированные системы менеджмента: учеб. пособие. Пермь: Изд-во Перм. гос. техн. ун-та, 2007. 236 с.
6. Преимущества интегрированной системы менеджмента. [Электронный ресурс] URL: <http://www.ecofinconsult.md/ru/com>.
7. Черняховский Э.Р. Управление экологической безопасностью: учебно-практическое пособие. М.: Издательство «Альфа-Пресс», 2007. 248 с.
8. Жидко Е.А. Проблемы организации управления экологической безопасностью на промышленном предприятии // Безопасность труда в промышленности. 2010. № 8. С. 38–42.

Загрязнение водных объектов свинцом (II) электроннолучевых трубок и вторичное использование свинецсодержащего стекла

© 2013. П. А. Кетов, аспирант, Н. И. Фукалова, магистрант,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: 347911kpa@gmail.com

Рассмотрен вопрос утилизации электроннолучевых трубок, содержащих свинец. Показано отсутствие надёжной технологии вторичного использования. Экспериментально доказана экологическая опасность стекла электроннолучевых трубок вследствие возможности вымывания соединений свинца (II). Предложен способ утилизации свинецсодержащих стёкол путём использования их при производстве строительных материалов.

Utilization of cathode ray tubes containing lead-compounds is discussed in the paper. The absence of reliable reuse technology is shown. Environmental danger of cathode ray tubes glass because of lead (II) compounds pollution possibility is experimentally shown. The method of lead-glass reusing in building materials manufacturing is proposed.

Ключевые слова: электроннолучевые трубки, свинецсодержащее стекло, вторичное использование, строительные материалы

Keywords: cathode ray tubes, lead-glass, recycling, building materials

Свинец и его соединения, попадающие в почву из выбросов, сбросов, отходов, относятся к первому классу опасности в соответствии с ГОСТ 17.5.3.04-83 «Охрана природы. Земли. Общие требования к рекультивации земель».

В настоящее время оборудование электролампового поколения выходит из употребления, но не существует надёжного способа утилизации ряда компонентов, прежде всего электроннолучевых трубок, содержащих свинец (Pb). В работе [1] отмечается, что рециркуляция отслуживших электроннолучевых трубок от телевизоров и мониторов компьютеров является всё ещё нерешённой проблемой. В Западной Европе на время написания вышеупомянутой статьи количество вторичного стекла, выходящего из оборота с электроннолучевыми трубками оценивалось примерно в 300 тыс. т в год. Приблизительно 99% этого материала подлежало захоронению на полигонах твёрдых бытовых отходов (ТБО) прежде всего по причине отсутствия надёжной технологии вторичного использования. Несмотря на незначительную долю электроннолучевых трубок в общей массе ТБО, управление потоком этого вида отходов [2] осложнено не только вследствие отсутствия надёжных технологических решений переработки, сложности сбора и отделения стеклянной части, но и по причине возможного вымывания соединений свинца (II).

В результате размещения электроннолучевых трубок на полигонах твёрдых бытовых

отходов происходит взаимодействие осадков и грунтовых вод с поверхностью свинецсодержащих стёкол, в результате чего образуются водные растворы, содержащие растворимые формы Pb (II). В связи с этим представляется актуальной оценка количества соединений Pb (II), которые могут попадать в окружающую среду, и предотвращение такого загрязнения, прежде всего нахождением технических решений, предусматривающих вторичное использование свинецсодержащих стёкол.

Количество технических решений данной проблемы весьма ограничено [3, 4] и все они, так или иначе, предполагают разделение электроннолучевой трубки на части, что представляется нереальным при существующих объёмах данного вида отходов и практике разрушения большего количества стеклянных изделий при транспортировке на утилизацию. Кроме того, продукт, получаемый при утилизации, должен иметь потенциальный рынок использования, сопоставимый с выводимым из оборота отходом. А это, как уже отмечалось выше, сотни тысяч тонн ежегодно.

По нашему мнению, оптимальным решением по вторичному использованию стекла электроннолучевых трубок могло бы стать производство из последнего строительных материалов. Однако для этого необходима технология, предполагающая использование смеси стёкол различного состава, получающейся при совместной переработке всех состав-

ных частей электроннолучевых трубок. Именно такое техническое решение было предложено ранее [5], что позволяет получать вязущие композиции на основе стёкол любого состава, в том числе и свинецсодержащих. В основе технического решения лежит возможность высокомолекулярных силикатов натрия полимеризоваться и переходить в нерастворимое состояние при взаимодействии с аморфным оксидом кремния или иными неорганическими соединениями, способными образовывать гетерополикислоты. В этом случае крайне негативная для окружающей среды способность ионов Pb мигрировать с поверхности стекла может быть использована для создания вязущей композиции, в которой соединения Pb^{2+} будут прочно связаны. Дополнительно отметим, что получаемые материалы, помимо целевых свойств, приобретут ещё и радиационно-защитные свойства, что достигается обычно более сложными техническими решениями [6].

Целью работы было оценить вымывание соединений свинца из стекла электроннолучевых трубок и предложить техническое решение по вторичному использованию данного вида отходов для производства строительных материалов.

Материалы и методы исследования

В хрустальном стекле Pb находится в двухвалентном состоянии и может вымываться в водные растворы вследствие амфотерности, как в виде катионов, так и в анионной форме плюмбитов. По этой причине для определения Pb (II) использовали атомно-адсорбционный метод анализа, позволяющий определять содержание элемента вне зависимости от ионной формы. Исследования проводили на атомно-адсорбционном спектрофотометре модели ААС-3, измерение валового содержания свинца выполнено по методике ФР.1.31.207.03819, чувствительность по Pb от 100 мкг/кг.

В качестве объекта исследования выбрали стекломой электроннолучевых трубок от мониторов и телевизоров выпуска 1982–2000 гг. Разделение стекла на фракции производили на ситах. Экстракцию соединений свинца (II) исследовали в дистиллированной воде и сантиметлярных растворах гидроксида натрия и соляной кислоты.

Для изготовления вязущих композиций методом полусухого прессования применяли пресс РГПР. Прочность изготовленных образцов измеряли на прессе ПГМ – 100МГ4.

На первом этапе исследований была определена потенциальная опасность в отношении вымывания свинца (II) из электроннолучевых трубок в условиях воздействия воды. Для этого стекло электроннолучевых трубок после механического отделения от пластиковых и металлических деталей было раздроблено на щетковой дробилке до размеров менее 10 мм для имитации условий механического разрушения в условиях полигона. Полученные стеклянные гранулы в количестве 50 кг поместили в пластиковый контейнер и залили дистиллированной водой в объёме 20 литров. По истечении 10 суток раствор слили и определили количество вымытого свинца (II), которое составило 0,056 мг свинца (II) с каждого грамма стекла электроннолучевых трубок.

Полученные данные свидетельствуют об экологической опасности стекла электроннолучевых трубок при размещении их в окружающей среде без дополнительной защиты от осадков и грунтовых вод. Для выявления влияния дисперсности стекла на возможность миграции соединений свинца (II) в окружающую среду были проведены дополнительные эксперименты. Стекло после дробления разделили на шесть фракций с использованием сит с размером ячеек 0,063; 0,1; 0,2; 0,5; 0,8; 1 и 5 мм. Вследствие того, что поверхностные воды в естественных условиях могут иметь как кислотный, так и щелочной характер, исследования экстракции свинца (II) проводили в дистиллированной воде и сантиметлярных растворах гидроксида натрия и соляной кислоты.

Результаты и обсуждение

Было выявлено растворение соединений Pb (II) во всех трёх растворах. При этом растворение в кислом и щелочном растворах происходит существенно интенсивнее. Последнее обстоятельство может быть обусловлено амфотерными свойствами Pb (II), способного образовывать как катион Pb^{2+} в кислых растворах, так и анионную форму плюмбита в щелочных. Как и следовало ожидать, количество Pb (II) в полученных растворах пропорционально площади образцов, то есть обратному квадрату среднего размера частиц фракции. Полученные результаты представлены на рисунке 1.

Очевидно, что все полученные результаты описываются соответствующими линейными зависимостями, аналитическое выражение для которых представлено на рисунке

вместе с величиной достоверности аппроксимации. Данный характер зависимости указывает на поверхностный характер выщелачивания стекла, а также на усиление процесса миграции соединений Pb (II) в водные объекты в случае сред, отличных от нейтральной. Вследствие того, что в реальных условиях кислотность среды практически никогда не бывает нейтральной, вопрос вторичного использования свинецсодержащего стекла приобретает особую актуальность.

Одним из методов вторичного использования стекла может быть создание композиционных материалов. В этом случае стекло в измельчённом состоянии используется как наполнитель вяжущей композиции, в которой поверхность свинецсодержащего стекла оказывается изолированной от возможного взаимодействия с окружающей средой. Ранее было показано [7], что щелочные пасты природного аморфного оксида кремния с высоким силикатным модулем могут при нагревании образовывать силикатные стёкла при нагревании. Поэтому для предотвращения миграции соединений Pb (II) было предложено покрывать поверхность свинецсодержащих зёрен стекла плёнкой из натрий-алюминатного силикатного стекла, получаемого из щелочных паст трепела.

Для создания вышеописанного композиционного материала свинецсодержащее стекло электроннолучевых трубок фракции 0,1÷1,0 мм смешивали с высушенным и помолотым до фракции менее 0,5 мм трепелом. Коли-

чество трепела в смеси составляло 16,7 мас. %. К полученной смеси добавляли водный раствор гидроксида натрия при содержании воды 22,2 % мас. сверх массы смеси. Полученные композиции прессовали при давлении 18 МПа, что является давлением, типичным для промышленного полусухого прессования. Заготовки проходили термообработку до стеклообразования. Для полученных изделий определялся предел прочности на сжатие. Результаты исследований представлены на рисунке 2.

Можно предположить, что при содержании гидроксида натрия свыше 3,3 % мас. к исходной массе, прочность получаемых композиций достигает стационарных величин при температурах выше 750 °С. Это может быть объяснено формированием натрий-алюминатных силикатных стёкол и образованием прочной стеклообразной матрицы вокруг частиц свинецсодержащего стекла.

Получаемая прочность изделий и высокая технологичность их изготовления позволяют предлагать данный метод для изготовления штучных изделий типа кирпича или блоков для использования в строительной отрасли. Дополнительный анализ вымывания соединений Pb (II) из полученных композиционных материалов показал их отсутствие в качестве примесей элюента в пределах чувствительности метода.

В результате проведённых исследований доказана возможность вымывания соединений Pb из стекла электроннолучевых трубок

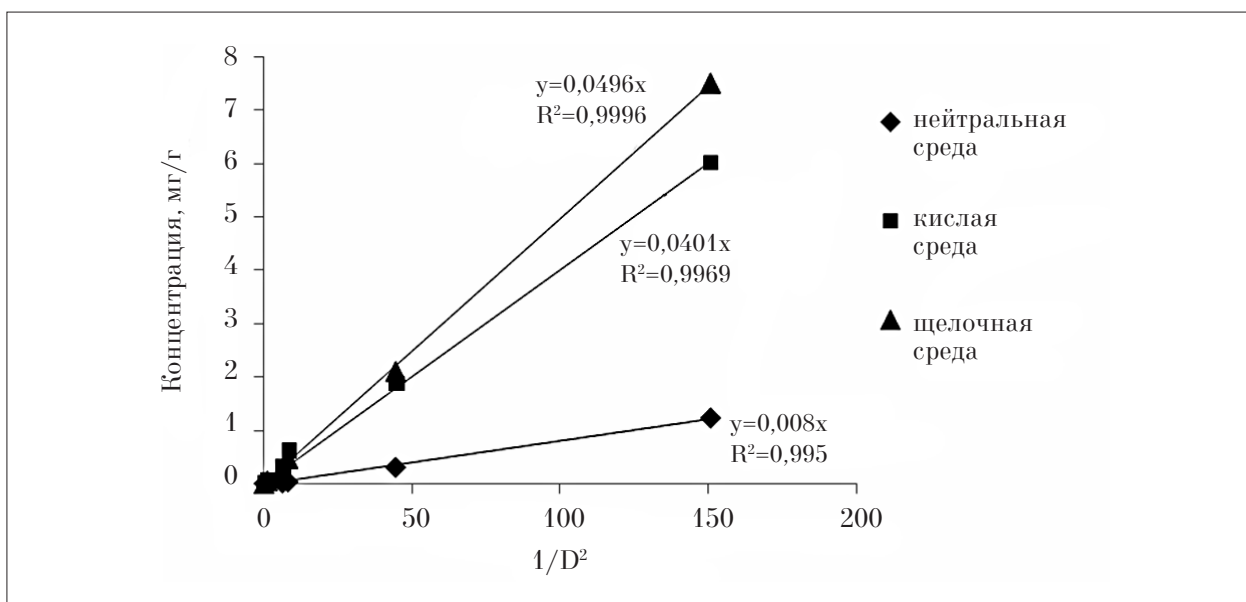


Рис. 1. Зависимость количества вымытых соединений свинца (II) в различных растворах от обратного размера среднего размера частиц фракции

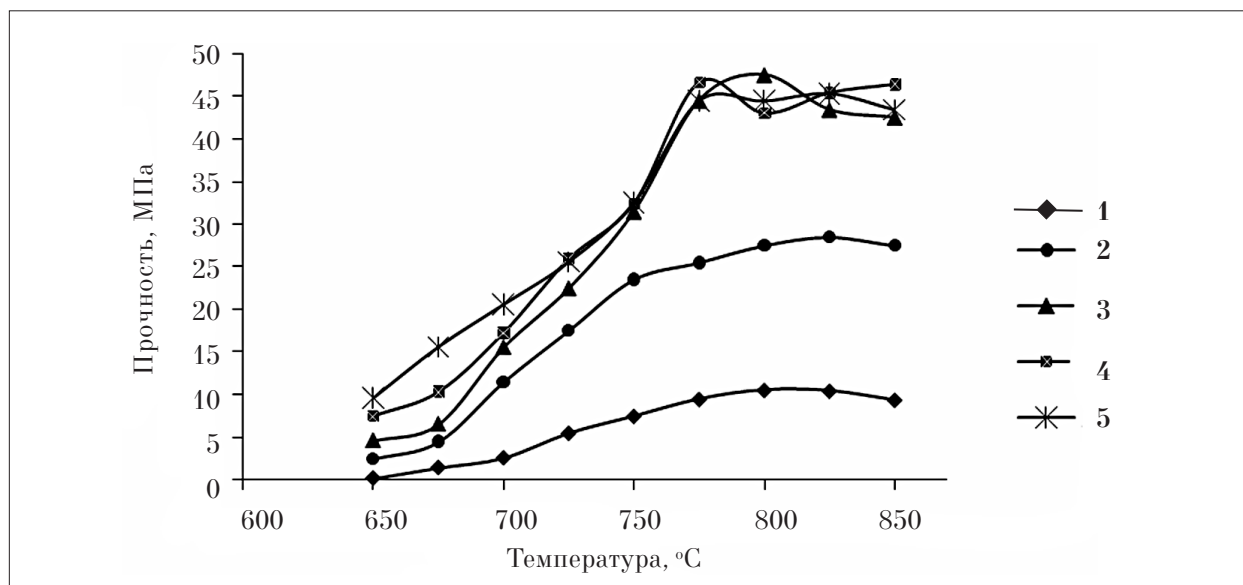


Рис. 2. Зависимость прочности образцов композиционных материалов (МПа) от температуры обработки (°C) при различном содержании гидроксида в исходной композиции (мас.%): 1 – 1,1; 2 – 2,2; 3 – 3,3; 4 – 4,4; 5 – 5,5

в объекты окружающей среды. Предложен метод вторичного использования свинецсодержащих стёкол электроннолучевых трубок, позволяющий снизить нагрузку на окружающую среду вследствие вымывания свинца (Pb) при захоронении таких стёкол на полигонах ТБО.

Литература

1. Hreglich S., Falcone R., Vallotto M. The Recycling of End of Life Panel Glass from TV Sets in Glass Fibers and Ceramic Productions // *Recycle and Reuse of Glass Cullet: International Symposium*. Dundee. United Kingdom 2001. P. 123–134.

2. Вайсман Я.И. Тенденции и перспективы управления твёрдыми бытовыми отходами на урбанизированных территориях // *Урбанистика*. 2011. № 1. С. 81–99.

3. Marshall, Henderson New Approaches to the Challenge of CRT Recycling // *Recycle and Reuse of Glass Cullet: International Symposium*. Dundee. United Kingdom. 2001. P. 75–84.

4. Siikamaki R., Hupa I. Utilization of EOL CTR-glass as a Glaze Raw Material // *Recycle and Reuse of Glass Cullet: International Symposium*. Dundee. United Kingdom. 2001. P. 135–145.

5. Пат. № 2453510 РФ, МПК С 03 В 19/08. Способ получения пеностеклянных изделий.

6. Королев Е.В., Бормотов А.Н., Иноземцев А.С., Иноземцев С.С. Глетглицериновые строительные материалы для защиты от радиации // *Строительные материалы*. 2009. № 12. С. 69.

7. Кетов П.А. Получение строительных материалов из гидратированных полисиликатов // *Строительные материалы*. № 11. 2012. С. 22–24.

Ртуть в техногенно нарушенных грунтах Республики Коми

© 2013. А. Н. Низовцев, вед. инженер, В. А. Безносиков, д.с.-х.н., зав. лабораторией, Б. М. Кондратенко, к.х.н., зав. лабораторией, Д. Н. Габов, к.б.н., н.с., Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, e-mail: nizovtsev@yandex.ru

Проведена дифференциация территории посёлка золотодобывающей артели по степени загрязнения парами ртути воздуха. Локализованы очаги загрязнения: балок для хранения металлической ртути и печь для отжига металла из амальгам. Проведено определение массовой доли общей ртути в растениях, пробах почвогрунтов на территории техногенеза, а также в образцах с фоновых участков.

The gold booty settlement territory is differentiated according to the degree of air contamination with Mercury vapor. Sources of pollution are localized: metallic mercury storage beams and metal amalgams Furnace. Mass share of general Mercury is calculated in plants, ground samples on the territory of technogenesis, as well as in samples from base-line areas.

Ключевые слова: ртуть, почва, растения, металл, загрязнение, амальгама, добыча золота

Keywords: mercury, soil, plants, metal, pollution, amalgam, gold mining

Загрязнение почв тяжёлыми металлами (ТМ), такими как ртуть, кадмий, свинец, стронций, никель и др., – один из самых распространённых видов антропогенного воздействия [1]. Интенсивность «ртутного пресса» на биосферу с каждым годом возрастает из-за активного практического использования ртути и её соединений. Отмечается постоянное повышение общего ртутного фона как следствие отдельных локальных загрязнений вод и почв, а также появление геохимических аномалий техногенного характера, вклад которых неуклонно возрастает по мере расширения производственной деятельности человечества [2].

Национальный парк «Югыд Ва» является одной из крупных особо охраняемых природных территорий России и входит в список объектов Всемирного наследия «Девственные леса Коми» ЮНЕСКО [3, 4]. В начале 80-х годов XX века на территории парка велась добыча рудных полезных ископаемых. Значительный ущерб был нанесён реке Кожим, одному из наиболее крупных притоков реки Печора. На её берегах в посёлке Сана-Вож (Интинский район, Республика Коми) в течение десяти лет велась добыча россыпного золота способом амальгамирования.

Амальгамная добыча золота относится к числу методов, наносящих непоправимый ущерб окружающей природной среде. Амальгамация – способ извлечения золота, основанный на избирательном смачивании ртутью частиц золота с образованием амальгамы, кото-

рая затем отделяется от породы. Ртуть не растворяет золото, а лишь смачивает и диспергирует его с получением амальгамы, т. е. образует интерметаллические соединения типа $AuHg_2$, Au_2Hg и др. В состав амальгамы входят твёрдые растворы золота с ртутью и жидкая ртуть. Лучше всего ртуть смачивает чистое золото [5]. Общие принципиальные технические схемы добычи золота достаточно известны [6].

Основные потери ртути, как правило, происходят на стадии концентрирования: для выделения золота из амальгамы часто применяют отжимку и отпарку. Отжимка проводится для отделения излишней ртути на плотной ткани после предварительной промывки горячей водой. Отделяют имеющиеся в ней частицы железа, попавшие в неё при измельчении, магнитом. Отжимка производится в прессах с ручным или механическим приводом. Твёрдая амальгама с содержанием 40–50% золота направляется на отпарку в ретортах при температуре сначала 300–400 °С а затем 750–800 °С в течение 3–6 ч. После отпарки получается золото 750–900 пробы, в котором содержится до 0,1% ртути. Это золото затем отправляется на аффинажный завод для окончательной очистки [5].

Образующиеся в ходе очистки золотого концентрата металлическая ртуть и её оксид поступают в окружающую среду непосредственно или через аэротехногенный перенос и попадают в почвы – основной геохимический барьер на пути техногенной ртути [7].

Цель данной работы – оценка степени загрязнения почв, миграционные характеристики и пространственное распределение ртути на территории амальгамационного концентрирования золотоносной руды до металлического золота.

Объекты и методы исследования

Район исследований расположен на территории Приполярного Урала (бассейн рек Кожим-Балбан-ю, п. Сана-Вож Интинского района Республики Коми), в подзоне крайне-северной тайги, и входит в границы национального парка «Югыд Ва». Участок расположен на катене, на склоне холма, включающем пойму, террасу, водораздел. Терраса с одной стороны обращена к речной долине, с другой – к более высоким элементам рельефа (водоразделу). Климат суровый с длительной холодной зимой и коротким прохладным летом; длительность вегетационного периода примерно 60 дней. Среднегодовая температура воздуха составляет $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$, средняя температура самого тёплого месяца июля немного выше $+10\text{ }^{\circ}\text{C}$.

При оценке степени загрязнения территории был использован маршрутный метод, позволяющий учитывать закономерности формирования почвенного покрова и техногенных территорий: от водораздела до геохимически подчинённых пойменных ландшафтов. Точки пробоотбора воздуха, почв и растений координировали с помощью GPS-навигатора и наносили на карту-схему.

Объектами исследования служили почвогрунты посёлка, горные торфянисто-подзолисто-глееватые почвы фоновых территорий, а также три вида растений: иван-чай узколистый – *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., щучка дернистая – *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv. и дудник лесной – *Angelica sylvestris* L.

Содержание ртути в воздухе определяли в режиме онлайн методом атомной абсорбции с помощью спектрометра РА-915+ (Люмекс, Россия), в растительных и почвенных образцах – методом атомной абсорбции спектрометром РА-915+ совместно с пиролитической приставкой РП-91С (Люмекс, Россия) [8].

Для построения и контроля стабильности градуировочных характеристик при определении массовой доли ртути в твёрдых объектах использовали стандартные и референтные материалы: набор СОРт (ГСО 7183-95, $\omega_{\text{атт.1}} = 101\text{ мкг/кг}$, $\omega_{\text{атт.2}} = 301\text{ мкг/кг}$, $\omega_{\text{атт.3}} = 1000\text{ мкг/кг}$, $\omega_{\text{изм.1}} = 96\text{ мкг/кг}$, $\omega_{\text{изм.2}} = 303\text{ мкг/кг}$,

$\omega_{\text{изм.3}} = 995\text{ мкг/кг}$) и соответственно ГСО 2499-83 (СДПС – 2, $\omega_{\text{атт.}} = 130\text{ мкг/кг}$, $\omega_{\text{изм.}} = 121\text{ мкг/кг}$), ОСО 39804 (САЗП-98, $\omega_{\text{атт.}} = 25\text{ мкг/кг}$, $\omega_{\text{изм.}} = 32\text{ мкг/кг}$), сертифицированные референтные материалы Dogfish Muscle and liver Certified Reference Material for Trace Metals Dorm – 2 $\omega_{\text{атт.}} = 4470\text{ мкг/кг}$, $\omega_{\text{изм.}} = 4510\text{ мкг/кг}$) и Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals Dorm – 3 $\omega_{\text{атт.}} = 409\text{ мкг/кг}$, $\omega_{\text{изм.}} = 420\text{ мкг/кг}$).

В лаборатории образцы проб почв, грунтов и растений высушивали при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния. Почвы разделяли на 3 фракции по диаметру частиц: <1 , $1-5$, $>5\text{ мм}$.

Результаты и их обсуждение

На первом этапе работы проведена предварительная дифференциация территории по степени загрязнения парами ртути воздуха на 2 зоны: «жилоую» и «промышленную». В балках жилой зоны содержание паров ртути не превышало фоновых значений ($0-8\text{ нг/м}^3$), локальные всплески отмечены в балках хранения золотопромышленного концентрата ($114-246\text{ нг/м}^3$). Замеры осуществляли как на открытых пространствах, так и внутри расположенных на территории посёлка жилых и подсобных помещений. В промышленной зоне посёлка локализованы два очага загрязнения: балок для хранения металлической ртути (содержание ртути в воздухе составило 355 нг/м^3) и печь для отжига ртути из амальгам (содержание ртути в воздухе – 662 нг/м^3). В почвогрунтах очагов меркуризации были заложены разрезы (рис. 1), иллюстрирующие различный характер техногенеза.

Содержание ртути в поверхностном слое почвогрунтов территории посёлка варьирует в пределах $24-1500\text{ мкг/кг}$, закономерно убывая по мере удаления от «промышленной» зоны. Повышенные значения элювиально-аккумулятивного $K_{\text{за}}$ (отношение массовой доли общей ртути в исследуемой почве к содержанию в материнской породе) и кумулятивного коэффициентов $K_{\text{к}}$ (отношение массовой доли общей ртути в исследуемой почве к массовой доле общей ртути в фоновой почве) (табл. 1) свидетельствуют о высокой степени загрязнения территории посёлка. Уменьшение значений $K_{\text{за}}$ и $K_{\text{к}}$ происходит в направлении жилой части посёлка и естественного понижения рельефа местности к руслу ручья, что указывает на активную миграцию ртути за пределы техногенной зоны.

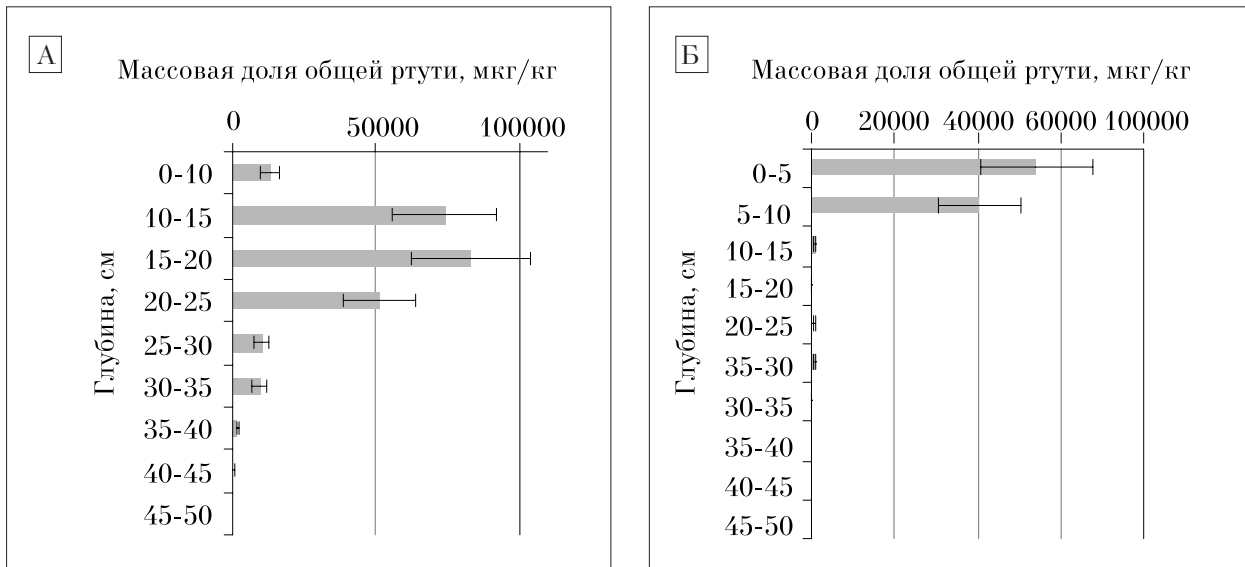


Рис. 1. Распределение общей ртути по профилю разрезов техногенных почвогрунтов с техногенным (А) и аэротехногенным (Б) поступлением ртути

Таблица 1

Уровень химического загрязнения почв ртутью

Объект	Валовая ртуть, мкг/кг	K_k	$K_{за}$
Промышленная зона	74500±18600	1128,3	4137,1
Жилая зона	124 ±31	1,9	6,9
Склон	1120 ±280	16,9	62,1
Пойма	390 ±98	5,9	21,8
Фон	66±30	1	3,7

Примечание: K_k – коэффициент концентрирования (отношение массовой доли ртути в поверхностном слое исследуемой почвы к массовой доле ртути в органогенном горизонте фоновой почвы); $K_{за}$ – элювиально-аккумулятивный коэффициент (отношение массовой доли ртути в поверхностном слое почвы к массовой доле ртути в материнской породе).

Данные анализа аллювиальных отложений в районе впадения ручья Желанного в р. Балбанью, удалённую на 0,3–0,4 км от зоны техногенеза, показали значительный уровень загрязнения на данном участке поймы реки: значение массовой концентрации ртути в образцах составило 2900±700 мкг/кг, что в 1,4 раза выше ПДК для почвы, что свидетельствует о распространении загрязнения на обширные территории с поверхностным и внутрипочвенным стоком.

Результаты исследований фоновой торфянисто-подзолисто-глеевой почвы показали, что максимальное накопление ртути (68±30 мкг/кг) происходит в верхней части органогенного горизонта (0–5 см) (рис. 2), граница элювиального горизонта с минимумом аккумуляции ртути (8±4 мкг/кг) находится уже на глубине 25–35 см от поверхности. Распределение элемента по профилю, таким образом, носит регрессивно-аккумулятивный ха-

рактер, проявляющийся в накоплении металла в верхних горизонтах почв и резком понижении его содержания вниз по профилю.

При оценке содержания общей ртути по профилю разрезов установлено, что значения массовой концентрации ртути выше значения ПДК_{почва} [9] в 8 образцах из 29 отобранных проб (рис. 1). Среднее значение массовой доли ртути в разрезах с техногенным и аэротехногенным поступлением ртути на поверхность почвы составило 13200±3300 и 54000±13500 мкг/кг соответственно, что выше ПДК в 6–25 раз.

Представленные разрезы иллюстрируют два различных типа техногенеза: техногенные участки – утечка металлической ртути (разрез А – насыпной грунт, состоящий из каменисто-гравийного материала) и аэротехногенное загрязнение от выпаривания металла из амальгамы в печи (разрез Б – частично нарушенный участок).

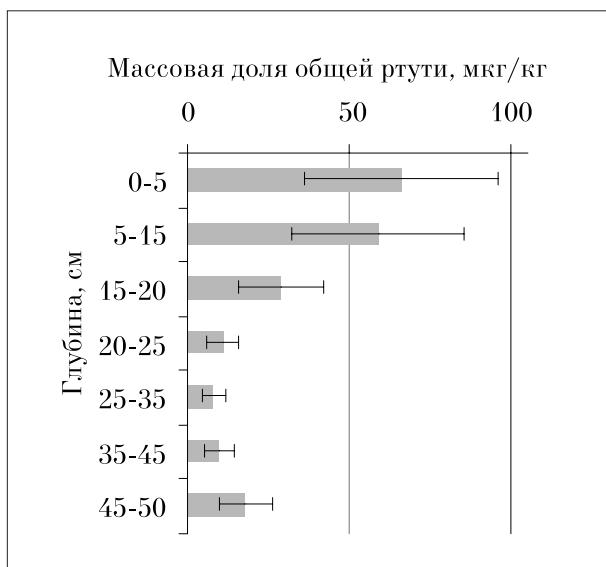


Рис. 2. Распределение общей ртути по профилю разреза фоновой горной торфянисто-подзолисто-глееватой почвы

В обоих разрезах отмечается высокое сродство ртути к органическому углероду 0,93 и 0,73 соответственно, несмотря на то, что доля $C_{орг}$ в разрезе А с техногенным поступлением элемента почти в 3 раза меньше, чем в разрезе Б с аэротехногенным загрязнением на глубине 5–10 см. В горизонте 0–5 см разреза А с техногенным поступлением металла органический углерод не обнаружен, а в разрезе с аэротехногенным поступлением элемента его содержание составило 2,2%.

Для разреза с техногенным загрязнением (рис. 1) отмечено превышение ПДК в 41,5 раза в горизонте 15–20 см (массовая концентрация ртути составила 83000 ± 21000 мкг/кг). Выяв-

лено высокое значение коэффициента корреляции ($r = 0,98$) между значениями массовой концентрации ртути и фракции мелкозёма с диаметром частиц меньше 1 мм. Сдвиг максимума содержания ртути вниз по профилю согласуется с профильным распределением углерода. Роль геохимического барьера на пути миграции ртути выполняет, в данном разрезе, мелкозём с размером частиц < 1 мм (рис. 3). Минимальное значение массовой доли ртути составило 160 ± 70 мкг/кг в горизонте 65–70 см.

Максимальное содержание ртути, отмеченное в горизонте 0–5 см разреза с аэротехногенным поступлением определяемого элемента (рис. 1), составило 54000 ± 13500 мкг/кг (27 ПДК), минимальное – 22 ± 11 мкг/кг уже на глубине 55–60 см. Ртуть, поступающая в почву, аккумулируется и прочно фиксируется в верхних гумусовых горизонтах, медленно удаляясь при поглощении растениями, выщелачивании, эрозии и дефляции ($R^2_{Hg-фракцией < 1мм} = 0,57$, тогда как $R^2_{Hg-C_{орг}} = 0,73$). Таким образом, гумусово-аккумулятивный горизонт выступает по отношению к ионным формам ртути в роли природного сорбента.

Практически весь грунт на территории посёлка – насыпной. Спустя десятилетия с момента прекращения работ по обогащению золоторудного концентрата наблюдали процессы первичной сукцессии, выраженные в появлении многолетних растений с широкими пределами толерантности: иван-чай узколистный – *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., щучка дернистая – *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv. и дудник лесной – *Angelica sylvestris* L.

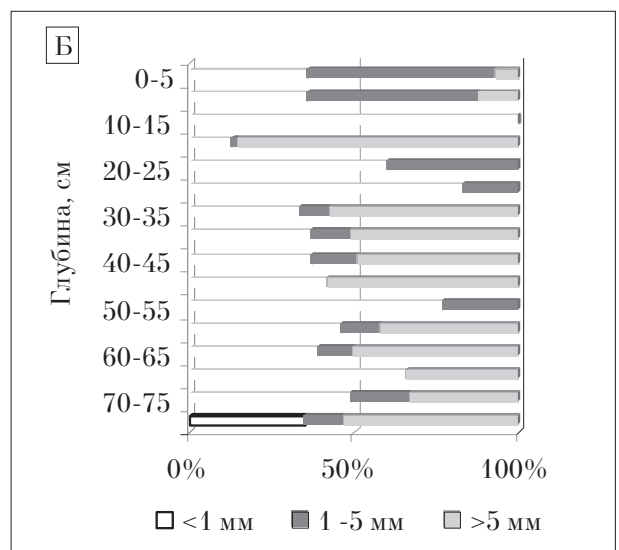
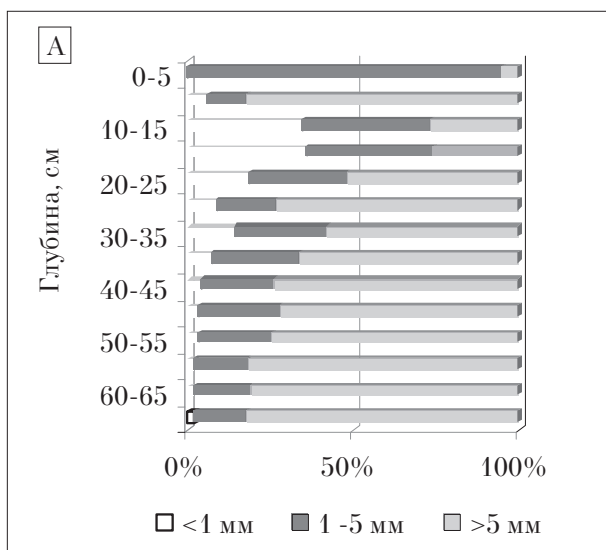


Рис. 3. Фракционный состав профилей разрезов техногенных грунтов с А – техногенным и Б – аэротехногенным поступлением ртути

Таблица 2

Массовая доля ртути и коэффициент биологического поглощения ртути растениями

Растение	Органы растения	$\omega(\text{Hg}), \text{мкг/кг}$			K_6		
		1	2	3	1	2	3
<i>Angelica sylvestris</i> L.	корни	21 ± 8	7830 ± 1570	899 ± 180	0,084	1,276	0,048
	стебель	22 ± 9	360 ± 70	76 ± 22	0,088	0,058	0,004
	листья	39 ± 11	290 ± 60	130 ± 40	0,156	0,047	0,007
<i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) Scop.	корни	92 ± 26	3090 ± 620	2090 ± 420	0,368	0,504	0,111
	стебель	15 ± 6	251 ± 50	75 ± 21	0,060	0,041	0,004
	листья	25 ± 10	450 ± 90	140 ± 40	0,100	0,074	0,007
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) Beauv	корни	82 ± 23	16200 ± 3240	840 ± 170	0,328	2,641	0,045
	стебель	33 ± 9	1300 ± 26	1010 ± 200	0,132	0,212	0,054

Примечание: 1 – фоновый участок, 2 – склад хранения металлической ртути, 3 – участок обжига ртутной амальгамы, K_6 – коэффициент биологического поглощения.

Повышенное количество ртути обнаружено в отобранных на загрязнённых участках растениях (табл. 2), что свидетельствует об активном вовлечении техногенной ртути в биогеохимический круговорот. Все отобранные растения принадлежат к классу эксклудеров: корневая система, аккумулируя значительное количество ртути, создает барьер для их проникновения в другие органы растений – $\omega(\text{Hg})_{\text{корни}} \gg \omega(\text{Hg})_{\text{листья}} > \omega(\text{Hg})_{\text{стебель}}$.

В растениях, отобранных на участке с аэротехногенным загрязнением, отмечается меньшее содержание ртути, что, вероятно, обусловлено снижением доступности элемента ввиду образования прочных комплексов с гуминовыми кислотами почв. Максимальное содержание ртути при этом отмечено в корнях *Chamaenerion angustifolium*, сродство корневой системы *Angelica sylvestris* и *Deschampsia cespitosa* одинаково.

Наибольшие количества определяемого токсиканта содержат растения с территории техногенного поступления ртути. При этом наибольшей склонностью к аккумуляции отличаются злаки (*Deschampsia cespitosa*), обладающие высокой устойчивостью к токсическому действию как ионной, так и металлической форм определяемого элемента [10].

Полученные коэффициенты биологического поглощения K_6 (отношение массовой концентрации определяемого компонента в органах растения к его содержанию в почве) [11] показывают, что на участке с техногенным поступлением ртути в 60 раз активнее поглощается растениями, чем на участке аэротехногенного загрязнения. Такое различие, вероятно, обусловлено преобладающей формой присутствия элемента. При аэротехногенном загрязнении на поверхность почвы преиму-

щественно поступает оксид ртути, образующийся при нагревании амальгамы в контакте с кислородом воздуха выше 300 °С. При утечках (розливах) металлической ртути в почвах образуются комплексные соединения $[\text{HgCl}_4]^{2-}$, с наиболее распространёнными лигандами – ионами Cl^- , характеризующиеся высокой устойчивостью ($K_{\text{уст}} = 10^{15}$). Вероятность окисления ртути в почвах при разливах до ионной формы маловероятна ввиду высокой химической устойчивости металлической ртути. Содержание ртути в растениях с территории промышленной зоны в 373 раза превышает фоновые значения. Обнаружено, что массовая доля ртути в органах растений выше в случае загрязнения почвы металлической ртутью (табл. 2).

Выводы

Результаты ландшафтно-геохимической оценки содержания ртути в почвах и почвогрунтах посёлка Сана-Вож показали, что степень меркуризации почв определяется наличием органогенного вещества в профилях и фракций мелкозёма с размером частиц < 1 мм, расположением почв в геохимически автономных и подчинённых ландшафтах. Аэротехногенные формы (оксид ртути) прочно фиксируются органическим веществом почвы, в отличие от металлической ртути, мигрирующей по профилю. Отмечено превышение содержания ртути в образцах почв и почвогрунтов над ПДК в отдельных пробах «промышленной» зоны посёлка в 60 раз. Выявлена миграция ртути в сопредельные территории по катене. В прирусловой части поймы р. Балбанью, удалённой на 0,3–0,4 км от зоны техногенеза, в аллювиальных почвах обнаружено превышение массовой доли ртути в 1,4 раза над ПДК.

Распределение ртути по профилю носит регрессивно-аккумулятивный характер, проявляющийся в накоплении металла в верхних горизонтах почв и резком понижении его содержания по профилю. Массовая доля ртути в органогенных горизонтах фоновой почвы составила 66 ± 30 мкг/кг, в почвах техногенных ландшафтов – до 127000 ± 32000 мкг/кг.

Установлено, что металлическая ртуть (разливы) в 60 раз активнее поглощается растениями из почвы, чем поступившая аэротехногенным путём. Содержание ртути в растениях превышает фоновые значения в 373 раза, максимальная степень накопления отмечена в корневой системе злаков (*Deschampsia cespitosa*), накопление ртути в органах растений убывает в ряду ($\omega(Hg)_{\text{корни}} \gg \omega(Hg)_{\text{листья}} > \omega(Hg)_{\text{стебель}}$).

Работа выполнена при финансовой поддержке программы Президиума РАН № 11-04-00649

Литература

1. Поведение ртути и других тяжёлых металлов в экосистемах: Аналит. обзор. Ч. 2. // Процессы биоаккумуляции экотоксикология. Новосибирск: Изд. ГПНТБ СО РАН СССР, 1989. 154 с.
2. Лапердина Т.Г. Определение ртути в природных водах. Новосибирск: Наука, 2000. 222 с.
3. Шубницына Е.И., Фомичева Т.С. Национальный парк «Югыд Ва» – объект всемирного наследия

ЮНЕСКО // Международный контактный форум по сохранению местообитаний в Баренцевом регионе. Материалы четвёртого совещания. Сыктывкар. 2006. С. 200–203.

4. Национальный парк Югыд Ва / Под ред. В.И. Пономарева. М.: Дизайн. Информация. Картография, 2001. 208 с.

5. Полькин С.И. Обогащение руд и россыпей редких и благородных металлов: Учебник для вузов. М.: Недра, 1987. 428 с.

6. Росляков Н.А. Ртутное загрязнение окружающей среды при добыче золота в России // Химия в интересах устойчивого развития. 1995. Т. 3. № 1-2. С. 43–55.

7. Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении: Учеб пособие. М.: Высш. шк., 2002. 334 с.

8. ПНДФ 16.1:2.23-2000. Методика выполнения измерений массовой концентрации общей ртути в пробах почв и грунтов на анализаторе ртути РА-915+ с приставкой РП-91С (методика допущена для целей государственного экологического контроля). СПб, 2005.

9. Стеблевская Н.И., Медков М.А., Молчанов В.П., Полякова Н.В, Моисеенко Л.И., Зориков П.С., Батыраева Н.В. Изучение биохимического накопления микроэлементов в почвах и растениях Дальнего Востока // Вестник ДВО РАН. 2006. № 2. С. 57 – 63.

10. Гигиеническая оценка качества почвы населённых мест: Методические указания. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 1999. 38 с.

11. Алексеев Ю.В. Тяжёлые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат. Ленингр. отд-ние, 1987. 142 с.

Стратегия обезвреживания осадков биологической очистки сточных вод

© 2013. Ю. В. Куликова, к.т.н., доцент, Я. И. Вайсман, д.м.н., зав. кафедрой,
Ю. В. Завизион, магистрант, Е. В. Калинина, к.т.н., доцент,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: anfimova@rambler.ru

Статья посвящена проблеме утилизации осадков сточных вод, образующихся при эксплуатации сооружений биологической очистки сточных вод. Приведены результаты технико-экономической оценки и сравнительный анализ наиболее перспективных технологий обезвреживания и переработки осадков сточных вод, обоснована стратегия обращения с данным видом отходов.

The article is devoted to the problem of biological waste water sludge treatment utilizing. The results of feasibility study and comparative analysis of the most promising technologies of sludge disposal and recycling are presented. Strategy of waste water sludge treatment utilizing in accordance with the result of the analysis is presented.

Ключевые слова: осадки сточных вод, пиролиз, сжигание, сушка

Keywords: sewage sludge, pyrolysis, combustion, drying

Эксплуатация сооружений биологической очистки городских сточных вод приводит к образованию значительных объемов отходов, основная доля которых приходится на осадок первичных отстойников и избыточные активные илы. Ежегодно в России на предприятиях жилищно-коммунального хозяйства образуется около 1 млрд м³ осадков сточных вод, утилизация которых является сложной экологической и технологической проблемой.

С целью обоснования стратегии утилизации осадков сточных вод в качестве объекта исследования были выбраны городские очистные сооружения мощностью 450 тыс. м³/сут, в ходе эксплуатации которых образуется 9900 м³/сут. или 3,6 млн м³/год осадков сточных вод, в том числе:

- сырой осадок, представляющий собой вязкую суспензию с влажностью 95–96% и долей органических соединений в сухом веществе 75–80%;
- избыточный активный ил влажностью 98–99% и долей органических соединений 70–90% [1].

Особенностью осадков сточных вод (ОСВ), образующихся на исследуемой станции, является высокое содержание тяжелых металлов, серосодержащих и хлорсодержащих соединений, что усложняет процессы их утилизации.

Основным способом утилизации ОСВ, в том числе и на рассматриваемом объекте, в настоящее время является механическое обезвоживание, складирование и накопление обезвожен-

ных осадков на иловых картах или илонакопителях. С увеличением объемов ОСВ требуется всё больше площадей для их размещения, а увеличение стоимости земель приводит к неуклонному росту средств на эксплуатацию и обслуживание мест складирования. Хранение осадков сточных вод на иловых площадках (картах), как правило, сопровождается экологическими рисками загрязнения поверхностных и подземных вод, почв, растительности. Таким образом, данный метод не отвечает современным экологическим и техническим требованиям.

Перспективной стратегией обращения с осадками сточных вод является использование интенсивных технологий, обеспечивающих существенное снижение конечного объема осадков и/или получение товарного продукта (компоста, строительных материалов, топлива и т. п.)

С целью обоснования стратегии обращения с осадками сточных вод, образующихся на станциях очистки значительной мощности (обслуживающих более 300 тыс. чел), был проведён комплексный технико-экономический анализ существующих технических решений.

Основные задачи исследования заключались в следующем:

- 1) проведение анализа существующих технологий переработки избыточных активных илов и смеси осадков сточных вод;
- 2) технико-экономическая оценка наиболее перспективных технологий обезвреживания и переработки осадков;

3) парное сравнение выбранных технологий и обоснование оптимальной стратегии обращения с отходами.

На основании анализа научно-технической литературы и предложений рынка в области утилизации осадков сточных вод для исследования были выбраны три основные группы интенсивных методов:

- анаэробная деструкция с получением биогаза и обеззараживание ОСВ;
- аэробное разложение и детоксикация осадков с получением органоминеральных удобрений и компостов;
- термические методы: сушка, сжигание в печах различной конструкции, пиролиз [1, 2].

Из-за технических ограничений по размещению блока анаэробного сбраживания на очистных сооружениях, являющихся объектом исследования, наличия значительных концентраций тяжёлых металлов в составе ОСВ было принято решение об исключении из дальнейшего рассмотрения данного метода.

На следующей стадии исследования был проведён сравнительный технико-экономический анализ следующих основных технологий утилизации осадков сточных вод, используемых в настоящее время:

А. Термические методы:

- сушка в барабанной печи;
- низкотемпературная конвективная сушка;
- высокотемпературная сушка в сушилке со шнеком;
- сушка в барабанной печи с последующим пиролизом;
- сжигание в барабанной печи;
- сжигание в печи «кипящего» слоя.

Б. Биологические методы:

- компостирование.

С. Традиционные методы (экстенсивные):

- размещение в илонакопителях;
- захоронение.

На основании проведённых экономических расчётов для рассматриваемых технологий утилизации осадков сточных вод были установлены основные технико-экономические показатели. Сравнение уровня удельных капитальных затрат и себестоимости утилизации при реализации различных технологий представлено в таблице 1.

Проведённый технико-экономический анализ технологий утилизации позволил установить, что при захоронении осадков на полигоне и достигаются минимальные удельные капитальные затраты, но при этом себестоимость существенно выше в сравнении с размещением осадков в собственных илонакопителях (на 37%). Отличительной особенностью инвестиций в развитие илонакопителей является тот факт, что они не должны совершаться единовременно (за 1-2 года), а могут быть равномерно распределены на 20 лет.

Однако, учитывая возможные изменения природоохранного законодательства, увеличение платы за размещение отходов в окружающей среде и рост тарифов на захоронение, перспективной является схема переработки осадков с получением товарных продуктов или их ликвидации.

Компостирование осадков, несмотря на простоту и низкую себестоимость процесса, не обеспечивает существенного снижения объёмов осадка, получаемый продукт не находит постоянного и гарантированного спроса на рынке и должен размещаться на полигонах и собственных илонакопителях, что приведёт к росту себестоимости переработки осадка до уровня 1300–1400 руб./т.

Среди технологий термической переработки осадков минимальная себестоимость ути-

Таблица 1

Сводные технико-экономические показатели технологий утилизации осадков сточных вод

Технология	Удельные капитальные затраты, руб./м ³	Себестоимость утилизации, руб./м ³
Сушка в сушилке барабанного типа	111,0	1966,2
Конвективная низкотемпературная сушка	447,5	914,4
Сушка в сушилке шнекового типа	137,7	715,5
Сушка+пиролиз в барабанной печи	653,9	1503,0
Сжигание в барабанной печи	245,1	1177,6
Сжигание в печи кипящего слоя	821,9	1270,3
Компостирование	123,8	707,9
Размещение в илонакопителях (в пересчёте на объём отходов, образующихся за 20 лет)	415,7	472,2
Захоронение	0	645,5

лизации может быть достигнута при утилизации осадков сточных вод методом высокотемпературной сушки со шнеком (715,5 руб./м³).

Сравнимо низкие капитальные затраты на реализацию технологий барабанной сушки и сжигания в барабанных печах (111 руб./м³ и 245,13 руб./м³) компенсируются значительными эксплуатационными затратами, что приводит к росту себестоимости утилизации. Данный метод отличается значительным удельным расходом энергоносителя и низкой эффективностью использования тепловой энергии в технологическом процессе.

Метод пиролиза отличается сложностью аппаратного оформления и высокой себестоимостью (1503 руб./м³), в настоящий момент в РФ отсутствует промышленная реализация данной технологии для утилизации осадков.

Наибольшие капитальные затраты необходимы для реализации технологии сжигания в печах «кипящего» слоя (1800 млн. руб.), что связано с отсутствием отечественных производителей оборудования и необходимостью закупки дорогостоящего оборудования за рубежом. В то же время сжигание в «кипящем» слое широко используется для утилизации ОСВ и может быть рекомендовано как перспективный способ обращения с осадками очистных сооружений.

В связи с вступлением в ВТО и общим политическим стремлением к приведению экологических требований и правил РФ к соответствию Европейским стандартам, следует ожидать роста экологических платежей, а также ужесточения требований к объектам размещения отходов (полигонам). Средняя цена на захоронение в странах Европы, имеющих высокий уровень экологической безопасности системы обращения с отходами, составляет 95–110 евро/т или 3800–4400 руб./т (с учётом экологических платежей). К указанной цифре будет стремиться тариф на захоронение в РФ, т. е. следует ожидать роста тарифа на захоронение осадков сточных вод в 6-7 раз в ближайшие 15 лет, что делает нецелесообразным сценарий развития системы утилизации ОСВ, опирающейся на захоронение отходов на внешних полигонах (аутсорсинг).

В связи с постоянным увеличением объёмов ОСВ и ростом тарифов на захоронение на внешних объектах целесообразным является использование собственных объектов размещения и поиск оптимальных интенсивных методов утилизации. На основании предварительной технико-экономической оценки,

проведённой на первом этапе, для дальнейшего рассмотрения были выбраны следующие технологии:

- низкотемпературная конвективная сушка;
- высокотемпературная сушка в сушилке со шнеком;
- сжигание в барабанной печи;
- сжигание в печи «кипящего» слоя;
- размещение в илонакопителях.

При обосновании стратегии утилизации осадков сточных вод на долгосрочный период кроме анализа явных технико-экономических показателей должна быть проведена оценка экологических, экономических и технологических рисков. Данная оценка выбранных технологий переработки осадков сточных вод проводилась с использованием метода экспертных оценок.

Сравнение технологий проводили методом парного сравнения по следующим критериям: воздействие на окружающую среду, капитальные и эксплуатационные затраты, производительность технологического оборудования, сложность аппаратного оформления технологического процесса, простота эксплуатации и обслуживания технологического процесса, надёжность технологического оборудования, потребность в энергоресурсах для реализации технологии, выход полезных продуктов для дальнейшего использования, наличие сертификатов на оборудование, используемое для реализации технологии, промышленный опыт применения технологии на территории РФ.

После парного сравнения проводилось суммирование вертикальных строк сравнительной таблицы и ранжирование технологий утилизации ОСВ по степени экологической безопасности и экономической эффективности. Результаты сравнительного анализа технологий утилизации осадков сточных вод представлены в таблице 2.

Технология низкотемпературной конвективной сушки с успехом применяется для утилизации осадка на станции биологической очистки городских сточных вод (г. Уфа), но при этом себестоимость переработки осадка составляет порядка 920 руб./т, что на 30% выше себестоимости сушки осадков с использованием печей шнекового типа.

Высокотемпературная сушка (шнекового типа), обеспечивающая снижение объёма осадка в 3,5 раза (в сравнении с объёмом осадка после механического обезвоживания), имеет низкую себестоимость и удельные капитальные затраты

Таблица 2

Результаты сравнительного анализа технологий термической утилизации осадков сточных вод (в баллах)

Критерий оценки	Высокотемпературная сушка	Низкотемпературная конвективная сушка	Сжигание в печи «кипящего» слоя	Размещение в илонакопителях	Сжигание в барабанной печи
Воздействие на окружающую среду	0	2	4	6	4
Потребность в площадях	0	2	2	6	4
Удельные капитальные затраты	0	4	6	2	2
Себестоимость утилизации	0	2	6	0	4
Производительность технологического оборудования	2	0	0	4	6
Сложность аппаратного оформления технологического процесса	4	6	6	0	2
Простота эксплуатации и обслуживания технологического процесса	2	6	6	0	4
Надёжность технологического оборудования	2	4	4	0	6
Потребность в энергоресурсах для реализации технологии	4	4	2	0	6
Выход полезных продуктов для дальнейшего использования	2	0	6	6	6
Наличие сертификатов на оборудование, используемое для реализации технологии	6	0	0	4	4
Промышленный опыт применения технологии на территории РФ	6	2	0	0	4
Итого:	28	32	42	28	52
Ранг	I	II	III	I	IV

Технология сжигания в печах «кипящего» слоя с успехом используется для сжигания осадка на сооружениях г. Санкт-Петербурга на протяжении 15 лет, обеспечивая снижение объёмов осадка в 16 раз. При этом себестоимость и удельные капитальные затраты утилизации осадков значительно выше в сравнении с прочими технологиями.

Размещение осадка в собственных илонакопителях обеспечивает минимальную себестоимость переработки осадка (472,2 руб./м³), но при реализации данной технологии возникает максимальная потребность в площадях, которые на длительный срок выводятся из хозяйственного использования. В настоящий момент, в связи с ростом цен на земельные участки в черте крупных городов, дополнительное изъятие земель под размещение илонакопителей становится серьёзной проблемой, в т. ч. и для станции биологической очистки сточных вод, выбранной в качестве объекта исследования.

Ограничения по строительству илонакопителей, связанные с нехваткой земель, делают необходимым сочетание данной технологии с интенсивной переработкой, в качестве которой может быть рекомендована высокотемпературная сушка в сушилках шнекового типа (при условии получения необходимых сертификатов и успешного опытно-промышленного испытания для утилизации ОСВ), обладающая невысокими капитальными и эксплуатационными затратами, минимальным воздействием на окружающую среду. В результате сушки происходит значительное снижение массы и объёма осадка. Получаемый продукт инертен, безвреден в санитарном отношении, лишен неприятных запахов, удобен для транспортировки и хранения.

В результате сравнения вариантов утилизации осадка была обоснована стратегия обращения с осадками, включающая два основных этапа:

1 этап (3–5 лет): размещение осадка в ило-накопителях;

2 этап (через 3–5 лет): высокотемпературная сушка осадка и размещение высушенного осадка в собственных илонакопителях.

Высокотемпературная сушилка шнекового типа (рис.) отличается высокой тепловой эффективностью за счёт обеспечения большой поверхности контакта материала с горячей поверхностью роторов (А) по длине сушилки. По длине роторов сушилки имеются безвитковые зоны (В), где лопатками обеспечивается разрушение крупных комков и гомогенизация частиц ОСВ.

Конструкция шнековой сушилки значительно повышает коэффициент объёмного заполнения её материалом. Объём твёрдого материала в сушилке существенно превышает объём газовой фазы. При этом создание вытяжным вентилятором отрицательного давления, позволяет постоянно отводить образующиеся пары воды, обеспечивая высокую эффективность процесса сушки.

Сушилка работает в непрерывном режиме. Подвод тепла в сушильную камеру осуществляется за счёт циркуляции жидкого (масляного) теплоносителя в полых шнеках и стенках сушилки, обеспечивая косвенный нагрев осадка до требуемой температуры за счёт теплопередачи. Нагрев теплоносителя осуществляется через систему теплообменников топочными газами. Камера сушки осадка герметизирована, имеет давление ниже окружающего и анаэробную атмосферу, что исключает воспламенение осадка.

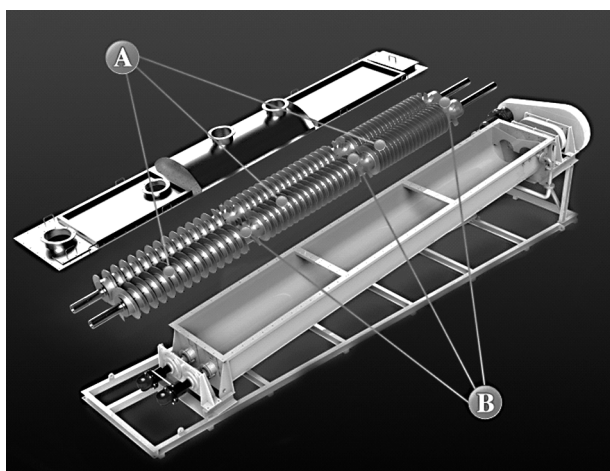


Рис. Конструкция шнековой сушилки BIO-SCRU®

Примечание: А – горячая поверхность роторов; В – безвитковые зоны, где специальными лопатками обеспечивается разрушение крупных комков и гомогенизации частиц ила.

На систему сушки поступают осадки сточных вод, предварительно обезвоженные центрифугированием или фильтрацией. Содержание твёрдой фракции в осадке не должно быть ниже 12%, при этом достигается содержание влаги в материале после сушки 10–15%.

Из опыта промышленной эксплуатации систем сушки шнекового типа за счёт большой поверхности теплообмена и эффективной теплоизоляции тепловая эффективность установки (КПД) достигает 83%. Потребление природного газа при сушке составляет 64,5 м³ на 1 м³ утилизируемого осадка.

Основные преимущества сушки шнекового типа:

- 1) полная автоматизация процесса сушки.
- 2) минимальное потребление энергоресурсов, которое достигается за счёт применения современных теплоизоляционных материалов с низким коэффициентом теплопередачи.
- 3) компактность системы и как следствие – снижение капитальных затрат на строительство в сравнении с аналогичными технологиями.
- 4) надёжность и обеспечение эксплуатации в непрерывном режиме работы в течение года.

Температура нагрева ила в сушилке обеспечивает полную гибель патогенной микрофлоры, яиц гельминтов, бактерий группы кишечной палочки, личинок и куколок синантропных мух с получением порошкообразного материала.

Высокотемпературная сушка (температура материала достигает 150 °С) обеспечивает обезвреживание осадков с получением удобрения класса А (согласно американского классификатора – 40CFR 503 regulations). Высушенный осадок может также быть использован в качестве добавочного топлива на электростанциях, мусоросжигательных заводах, в цементных печах; для получения горючего газа при пиролизе (газификации) [3].

В ходе обоснования оптимальной стратегии утилизации осадков сточных вод была проведена комплексная технико-экономическая оценка различных технологий обращения с отходами, позволившая получить следующие выводы.

1. В связи с постоянным увеличением объёмов ОСВ и ожидаемым ростом тарифов на захоронение построение стратегии обращения с осадками, базирующейся на передаче отходов для захоронения на внешние объекты, нецелесообразно.

2. На основании проведённой оценки инвестиций в объекты обращения с осадками

сточных вод наиболее перспективной признана схема, предусматривающая строительство илонакопителей для размещения осадка на первом этапе и последующее введение технологий интенсивной утилизации.

3. Срок ввода интенсивных технологий утилизации осадков зависит от следующих факторов:

- суммарной ёмкости реконструированных и новых илонакопителей;
- динамики роста тарифов на захоронение отходов и экологических платежей;
- наличия земельных участков для размещения илонакопителей.

4. На основании анализа себестоимости утилизации и дополнительной оценки экологических, экономических и технологических рисков была выбрана в качестве основной интенсивной технологии переработки ОСВ – сушка в сушилке шнекового типа, обеспечивающая минимальные удельные капитальные затраты (137,7 руб/м³) и себестоимость утилизации (715,5 руб/м³).

5. Выявлено, что биологические методы утилизации ОСВ (сбраживание и компостирование) при достаточно низкой себестоимости не обеспечивают существенного снижения объёмов осадка, получаемый продукт не находит спроса на рынке и должен размещаться на полигонах/собственных илонакопителях.

6. Установлено, что сжигание в барабанной печи осадков обеспечивает низкую эффективность выгорания органической фракции, возможны проскоки органики на выходе, технология отличается низкой производительностью на единицу объёма аппарата (громоздкие печи), имеет высокую себестоимость,

связанную со значительными удельными затратами энергоносителя и низкой эффективностью использования тепловой энергии в технологическом процессе.

7. Утилизация ОСВ методом пиролиза была признана на данном этапе нецелесообразной, т. к. данный метод отличается сложностью аппаратного оформления, в настоящий момент в РФ отсутствует промышленная реализация технологии.

8. Технологии низкотемпературной конвективной сушки и сжигания в печах «кипящего» слоя с успехом используется для утилизации ОСВ в РФ, но отличаются высокой себестоимостью в сравнении с высокотемпературной сушкой в сушилке шнекового типа.

9. Утилизация осадка с использованием шнековой сушилки наряду с низкой себестоимостью утилизации отличается высокой энергоэффективностью (КПД порядка 83%), компактностью, надёжностью, обеспечивает снижение объёма осадка в 3,5 раза.

10. Использование сушки для утилизации осадков сточных вод в крупных городах поможет не только снизить экологические платежи за размещение отходов, вернуть земли в хозяйственное пользование, но и получить товарные продукты, которые могут найти дальнейшее применение в качестве топлива.

Литература

1. Туровский И.С. Обработка осадков сточных вод 3-е изд., перераб. и доп. М.: Стройиздат, 1988. 256 с.
2. Евилевич А.З., Евилевич М.А. Утилизация осадков сточных вод. Л.: Стройиздат, 1988. 248 с.
3. Ветошкин А.Г. Защита литосферы от отходов. Учебное пособие. Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2005.

Анализ перспектив извлечения материального и энергетического потенциала из потоков твёрдых бытовых отходов

© 2013. Я. В. Базылева, магистрант, Н. Н. Слюсарь, к.т.н., доцент,
Г. В. Ильиных, ст. преподаватель, В. Н. Коротаев, д.т.н., профессор,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: nnslyusar@gmail.com

В работе представлены результаты анализа перспектив извлечения из потока смешанных твёрдых бытовых отходов (ТБО) вторичных материальных и энергетических ресурсов. Проведена оценка материального и энергетического потенциала ТБО на примере отходов г. Перми, разработаны схемы материальных балансов процессов оптико-механической сортировки ТБО с выделением вторичного сырья и компонентов вторичного топлива из отходов, определены трансфер-коэффициенты отдельных стадий отбора.

The paper presents the results of the analysis of the prospects of getting secondary material and energy resources from mixed municipal solid waste. The assessment of the material and energy potential of municipal solid waste by the example of Perm City was made; the material balance schemes for the optical-mechanical sorting process of municipal solid waste with recovery of secondary raw materials and components of secondary fuels were worked out.

Ключевые слова: твёрдые бытовые отходы, ресурсный потенциал, вторичное топливо, оптико-механическая сортировка отходов

Keywords: municipal solid waste, resource potential, refuse derived fuel, optical mechanical waste sorting

Введение

В последнее время в РФ отмечается устойчивая тенденция роста объёмов образования отходов производства и потребления. При использовании существующих подходов к обращению с отходами лишь незначительная часть отходов отсортировывается и подвергается переработке, основная масса отходов поступает на захоронение. Это приводит к переполнению полигонов, изъятию дополнительных площадей для захоронения отходов и как результат к увеличению нагрузки на окружающую среду.

Твёрдые бытовые отходы (ТБО), обладающие материальным потенциалом, подвергаются переработке с целью их частичного вторичного использования. Получать вторичное сырьё представляется возможным из некоторых фракций бумаги, картона, пластика, а также чёрных и цветных металлов. Именно эти компоненты необходимо отсортировать из общего потока ТБО.

Кроме материального потенциала, некоторые фракции ТБО обладают высокой теплотворной способностью (энергетическим потенциалом). Использовать энергетический потенциал отходов можно путём получения вторичного топлива из них, продукта переработки их, когда из

потока отходов удаляются негорючие материалы, а горючие компоненты используются в качестве топлива для производства энергии [1]. Для производства вторичного топлива и отходов используются фракции с высокой теплотворной способностью. В состав топлива могут входить пластик, бумага, древесина, а также текстиль и прочие категории отходов, обладающие высоким энергетическим потенциалом. Негорючие фракции, такие, как стекло, чёрные и цветные металлы, отходы с высокой влажностью, должны быть удалены из общего состава. В состав вторичного топлива из отходов попадают те горючие фракции, которые непригодны для их вторичного использования.

Цель работы: оценка материального и энергетического потенциала твёрдых бытовых отходов и возможностей его извлечения.

Материалы исследований

На основании морфологического состава ТБО г. Перми [2] можно определить материальный и энергетический потенциал ТБО (рис. 1, 2).

Таким образом, около 30 % от общего числа отходов г. Перми обладают материальным

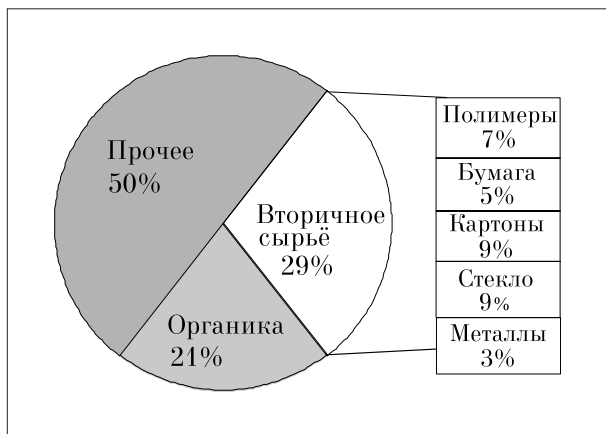


Рис. 1. Материальный потенциал ТБО г. Перми

потенциалом. В данную категорию попадают фракции отходов, которые могут быть отобраны из потока ТБО в процессе сортировки, для которых существуют экономически и технически обоснованные методы переработки.

При анализе морфологического состава ТБО г. Перми с точки зрения энергетического потенциала можно сделать вывод, что около 47% ТБО обладают высокой теплотворной способностью и могут быть использованы в производстве вторичного топлива (рис. 2).

При этом следует учитывать, что приоритетным направлением переработки отходов в настоящее время является извлечение вторичного сырья [3] и получение вторичного топлива из отходов целесообразно из «хвостов» сортировки.

Наиболее полное выделение необходимых фракций из общего потока ТБО достигается при помощи оборудования оптико-механической сортировки отходов. На современных линиях сортировки для определения материала ТБО используются системы оптических датчиков и сенсоров. Определение материала происходит путём измерения длины волны при облучении потока отходов.

Одним из примеров такой автоматической сортировки являются технологические линии производства TITESH GmbH (Германия). Данное оборудование характеризуется высокой степенью отбора материалов, что достигается при помощи системы двойного сканирования каждого потока. При этом используются два сенсора, предназначенные для различных областей спектра, для сортировки материалов по специфическому спектру излучения [4].

Данное оборудование можно применять как для отбора компонентов ТБО, являющихся вторичным сырьём, так и для отбора фракций с высокой теплотворной способностью.

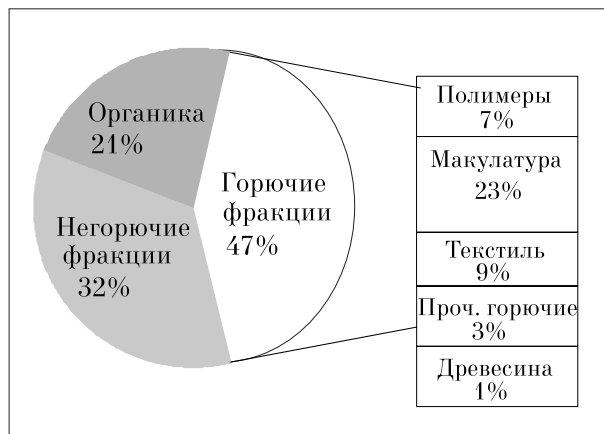


Рис. 2. Энергетический потенциал ТБО г. Перми

Схема материальных потоков линии сортировки, предназначенной для отбора фракций ТБО, обладающих материальным и энергетическим потенциалом, представлена на рисунке 3.

Отходы из мусоровозов подаются на конвейер и попадают в машину для разрыва мешков. Далее они проходят через сито с диаметром ячеей 280 мм, что позволяет отделить крупные фракции (более 280 мм), которые измельчаются в дробилке, а затем возвращаются к общему потоку отходов. При помощи ручной сортировки отбирается стекло. Затем в барабанном сите происходит разделение отходов на фракции с диаметром менее 50 мм и фракции с диаметром 50–280 мм. Из мелких фракций на магните извлекаются металлы, всё остальное отводится для транспортировки на полигон.

Фракции с диаметром 50–280 мм также попадают на магнит для отбора металлов, а затем направляются на станции сортировки TITESH autosort, оборудованные датчиками оптического распознавания материалов. Фракции, пригодные для дальнейшей переработки (пластик, бумага, картон и пр.), отводятся для их дальнейшего вторичного использования, остальные горючие фракции отбираются как компоненты вторичного топлива из отходов. Неутилизируемые остатки направляются на захоронение.

Если обозначить весь поток входящих ТБО как X , то составляющие его компоненты будут соответственно x с индексами, соответствующими содержанию фракции (стекло, пластик, бумага и т. д.).

Тогда весь поток ТБО можно представить как:

$$X = \sum_{i=1}^n x_i$$

где x_i – содержание i -го компонента в морфологическом составе ТБО (%), n – количество фракций в составе ТБО.

Содержание каждой фракции на той или иной стадии процесса будет определяться как

$$c_i = \sum_{a=1}^b x_i \cdot k_i^a,$$

где i – наименование фракции, a – номер стадии процесса сортировки, b – количество стадий, на которых отбирается i -я фракция.

Для того чтобы рассчитать количество вторичного сырья, которое можно извлечь из потока при известном морфологическом составе ТБО, необходимо определить фракции, обладающие материальным потенциалом. В настоящее время к таким материалам можно отнести офисную бумагу, тяжёлый картон, ПЭТ-бутылки и металлы, т. е. те фракции ТБО, для которых развит рынок переработки.

Таким образом, из фракций бумаги, картона и пластика выделяются несколько компонентов, которые используются в качестве вторичного сырья:

$$\begin{aligned} X_{\text{бум}} &= X_{\text{оф.бум}} + X_{\text{пр.бум}}; \\ X_{\text{кар}} &= X_{\text{тяж.кар}} + X_{\text{пр.кар}}; \\ X_{\text{пл}} &= X_{\text{ПЭТ}} + X_{\text{пп}} + X_{\text{пл}} + X_{\text{пр.пл}} \end{aligned}$$

Тогда

$$X_{\text{втор}} = X_{\text{оф.бум}} + X_{\text{тяж.кар}} + X_{\text{ПЭТ}} + X_{\text{ме}},$$

где $X_{\text{втор}}$ – поток вторичного сырья, выделенного из общего потока ТБО.

Несмотря на высокий уровень отбора, при помощи автоматической сортировки невозможно полностью отсортировать каждую фракцию. При этом степень отбора каждой

фракции на соответствующей стадии технологического процесса определяется с использованием трансфер-коэффициента. Трансфер-коэффициенты показывают, какая часть определённой фракции может быть отобрана на конкретной стадии процесса. Эти коэффициенты обозначаются k и индексируются в зависимости от состава фракции (нижний индекс) и номера стадии процесса (верхний индекс).

С учётом эффективности отбора линии автоматической сортировки для каждой фракции были определены трансфер-коэффициенты, определяющие долю компонента, выходящего из системы на стадии a (табл. 1).

Исходя из полученных данных, можно определить, что в качестве вторичного сырья из общего потока ТБО будут выделены:

$$X_{\text{втор}} = 0,95 X_{\text{хоф.бум}} + X_{\text{тяж.кар}} + X_{\text{ПЭТ}} + X_{\text{ме}}.$$

В качестве компонентов для получения вторичного топлива будут отобраны:

$$X_{\text{RDF}} = 0,95 X_{\text{пр.бум}} + X_{\text{пр.кар}} + 0,8 X_{\text{пп}} + X_{\text{пл}} + 0,95 X_{\text{пр.пл}} + X_{\text{те}}.$$

При отсутствии необходимости выделять компоненты для вторичного сырья, существует возможность увеличить состав компонентов вторичного топлива за счёт использования не материального, а энергетического потенциала некоторых компонентов.

При этом принципиальная схема сортировки заметно упрощается, так как автоматическая сортировка после ряда операций позволяет в одну стадию выделить все необходимые

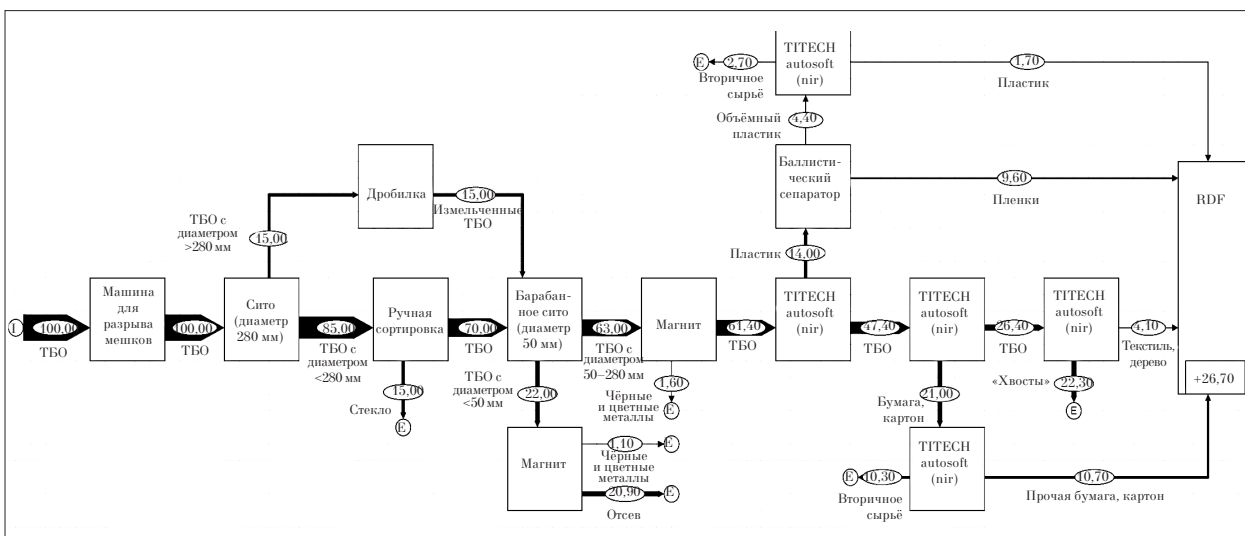


Рис. 3. Принципиальная схема процесса оптико-механической сортировки ТБО с выделением вторичного сырья и компонентов вторичного топлива из отходов

Таблица 1

Трансфер-коэффициенты для процесса оптико-механической сортировки ТБО с выделением вторичного сырья и компонентов вторичного топлива

	Стекло (ст)	Бумага офисная (оф. бум)	Бумага прочая (пр. бум)	Картон тяжёлый (тяж. кар)	Картон прочий (пр. кар)	Чёрные и цветные металлы (ме)	Органика (орг)	ПЭТ	ПП	Плёнки (пл)	Прочие пластики (пр. пл)	Текстиль (те)	Прочее (пр)
k_1	-	0,1	0,1	0,8	0,8	-	-	-	0,15	0,4	0,15	-	0,2
k_2	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
k_3	0,15	0,05	0,05	-	-	0,275	0,8	-	0,05	-	0,05	-	0,2
k_4	0,15	0,05	0,05	-	-	0,275	0,8	-	0,05	-	0,05	-	0,2
k_5	-	-	-	-	-	0,625	-	-	-	-	-	-	-
k_6	-	-	-	-	-	-	-	1	0,8	1	0,95	-	-
k_7	-	-	-	-	-	-	-	1	0,8	1	0,95	-	-
k_8	-	-	-	-	-	-	-	1	0,8	1	0,95	-	-
k_9	-	0,95	0,95	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
k_{10}	-	0,95	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
k_{11}	0,1	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	0,8

Стадия 1 – сито диаметром 50 мм;
 Стадия 2 – ручная сортировка;
 Стадия 3 – сито диаметром 50 мм;
 Стадия 4 – магнит;

Стадия 5 – магнит;
 Стадия 6 – ТПЕСН autosort;
 Стадия 7 – баллистический сепаратор;
 Стадия 8 – ТПЕСН autosort;

Стадия 9 – ТПЕСН autosort;
 Стадия 10 – ТПЕСН autosort;
 Стадия 11 – ТПЕСН autosort.

Таблица 2
Трансфер-коэффициенты для схемы процесса оптико-механической сортировки ТБО с выделением вторичного сырья и компонентов вторичного топлива

	Стекло (ст)	Бумага офисная (оф. бум)	Бумага прочая (пр. бум)	Картон тяжёлый (тяж. кар)	Картон прочий (пр. кар)	Чёрные и цветные металлы (ме)	Органика (орг)	ПЭТ	ПП	Плёнки (пл)	Прочие пластики (пр. пл)	Текстиль	Прочее
k_1	-	0,1	0,1	0,8	0,8	-	-	-	0,15	0,4	0,15	-	0,2
k_2	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
k_3	0,15	0,05	0,05	-	-	0,275	0,8	-	0,05	-	0,05	-	0,2
k_4	0,15	0,05	0,05	-	-	0,275	0,8	-	0,05	-	0,05	-	0,2
k_5	-	-	-	-	-	0,625	-	-	-	-	-	-	-
k_6	0,1	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	0,8

Стадия 1 – сито диаметром 50мм; Стадия 2 – ручная сортировка;	Стадия 3 – сито диаметром 50мм; Стадия 4 – магнит;	Стадия 5 – магнит; Стадия 6 – ТПЕСН autosort
--	---	---

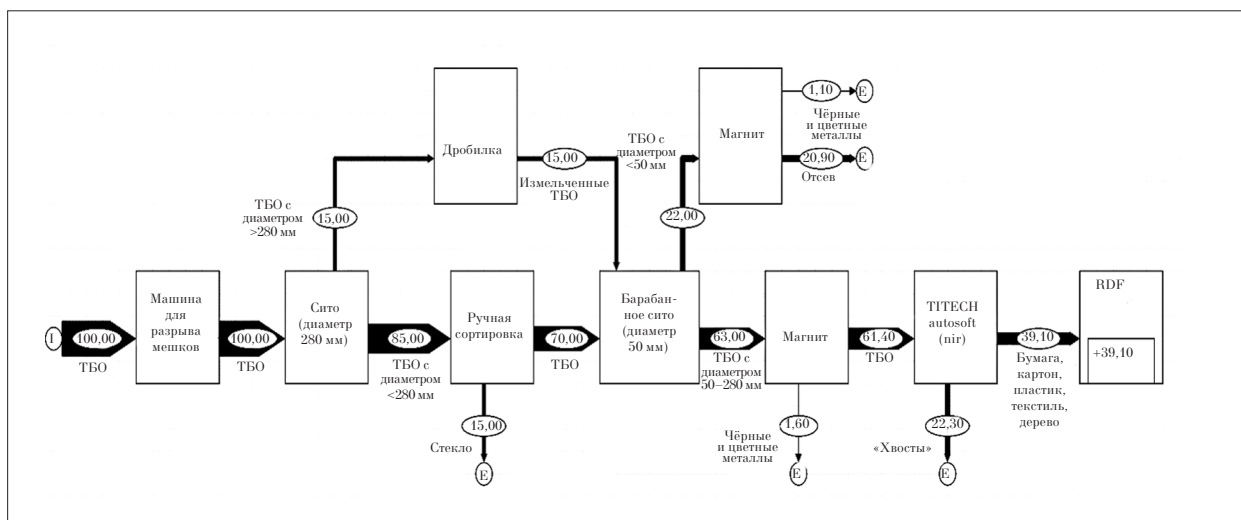


Рис. 4. Принципиальная схема процесса оптико-механической сортировки ТБО с выделением компонентов вторичного топлива

фракции (рис. 4). Из общего объёма ТБО к компонентам вторичного топлива из отходов будут относиться такие фракции, как бумага, картон, пластик, текстиль и древесина.

Тогда

$$X_{RDF} = X_{\text{оф.бум}} + X_{\text{пр.бум}} + X_{\text{тяж.кар}} + X_{\text{пр.кар}} + X_{\text{ПЭТ}} + X_{\text{пл}} + X_{\text{пр.пл}} + X_{\text{те}}$$

Так же, как и в предыдущей схеме, для каждой стадии были определены трансфер-коэффициенты каждой фракции ТБО (табл. 2).

Общий состав компонентов вторичного топлива из отходов без выделения вторичного сырья можно определить как:

$$X_{RDF} = 0,95x_{\text{хпр.бум}} + x_{\text{пр.кар}} + 0,8x_{\text{хпл}} + x_{\text{пл}} + 0,95x_{\text{хпр.пл}} + x_{\text{те}} + 0,95x_{\text{оф.бум}} + x_{\text{тяж.кар}} + x_{\text{ПЭТ}}$$

При использовании такой схемы процесса количество компонентов вторичного топлива увеличивается за счёт того, что используется энергетический потенциал каждой фракции, а не материальный.

При разработке концепций обращения с отходами в первую очередь учитывается, что часть фракций ТБО обладает материальным потенциалом. Для его извлечения необходимо отсортировать те компоненты ТБО, которые могут быть использованы в качестве вторичного сырья. После отбора таких фракций в составе «хвостов» сортировки остаётся часть отходов с энергетическим потенциалом. Эти компоненты ТБО можно использовать для получения вторичного топлива из отходов.

Выводы

При использовании автоматической сортировки в качестве вторичного сырья можно выделить около 20% всех ТБО, а в качестве компонентов для вторичного топлива – примерно 25%. При отсутствии необходимости отбирать вторичное сырьё доля компонентов вторичного топлива, извлечённая из общего объёма ТБО, может возрасти до 40%.

Работа выполнена в рамках реализации соглашений о предоставлении и целевом использовании субсидий для реализации научных проектов международными исследовательскими группами учёных на базе государственных образовательных учреждений Пермского края.

Литература

1. Вайсман Я.И. Управление отходами. Механобиологическая переработка твёрдых бытовых отходов. Компостирование и вермикомпостирование органических отходов. 2012. С. 23–26.
2. Ильиных Г.В., Сангаджиева Т.Н. Актуальность исследований норм накопления, состава и свойств твёрдых бытовых отходов при разработке генеральных схем санитарной очистки населённых пунктов // Вестник ПНИПУ. Урбанистика. 2012. № 3. С. 39–48.
3. Вайсман Я.И. Тенденции и перспективы управления твёрдыми бытовыми отходами на урбанизированных территориях // Вестник ПНИПУ. Урбанистика. 2011. № 1. С. 81–99.
4. Борисов Д.Л., Григорьев В.Н., Слюсарь Н.Н. Разработка комплексной технологической схемы сортировки твёрдых бытовых отходов // Вестник ПГТУ. Урбанистика. 2011. № 3. С. 76–78.

УДК 661.183.2 66.081.3.

Термохимическая утилизация отходов потребления поликарбоната с получением сорбционных материалов с заданными свойствами

© 2013. И. С. Глушанкова, д.т.н., профессор,
А. А. Сурков, ст. преподаватель, Д. В. Асеева, магистрант,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: irina_chem@mail.ru

В работе представлен технико-экологический анализ основных методов утилизации отходов потребления поликарбоната, а также результаты экспериментальных исследований по термохимической переработке отходов с получением сорбционных материалов с заданными свойствами. Выявлено влияние соотношения: активирующий агент (гидроксид калия) и карбонизат поликарбоната, температуры и времени активации на формирование пористой структуры полученных образцов сорбентов и их сорбционные свойства.

Проведённые исследования позволили разработать технические решения по получению углеродных сорбентов из отходов поликарбоната и способ управления отходами с получением сорбентов и жидкого топлива.

This paper presents a technical and environmental analysis of the main methods of waste consumption of polycarbonate, and the results of experimental studies on the thermochemical processing of waste to produce sorption materials with desired properties. The influence of the ratio of the activating agent (potassium hydroxide) and carbonize polycarbonate, temperature and time of activation on the formation of the porous structure of the samples sorbents and their sorption properties are found out. The research has contributed to developing the technical solutions of obtaining carbon sorbents from polycarbonate waste, as well as the method of waste management to produce sorbents and liquid fuel.

Ключевые слова: отходы поликарбоната, утилизация, пиролиз, активация, углеродные сорбенты, схема обращения с отходами

Keywords: polycarbonate waste, recycling, pyrolysis, activation, carbon sorbents, waste management scheme

Поликарбонат (ПК) обладает комплексом уникальных свойств: высокой ударной прочностью, оптической прозрачностью, диэлектрическими свойствами и в связи с этим находит широкое применение в различных областях хозяйственной деятельности. Поликарбонат потребляется в разных отраслях промышленности [1]. Наибольшая доля потребления ПК приходится на такие отрасли, как автомобилестроение, а также производство оптических и оконных стёкол (рис. 1).

Следует отметить, что темпы роста производства поликарбоната составляют 10% в год, что значительно выше, чем у большинства полимеров (рис. 2). Объёмы потребления данного полимера в России за 2011 г. выросли более чем на треть и достигли 92 тыс. т. Можно ожидать, что количество образующихся отходов поликарбоната с каждым годом будет неуклонно расти, что обуславливает необходимость разработки методов их утилизации.

В настоящее время в России полимерные отходы промышленного и бытового потребления, в том числе и отходы ПК, утилизируются совместно с твёрдыми бытовыми отходами

(ТБО) на полигонах захоронения ТБО. Известно, что большинство полимерных материалов практически не подвергаются биодеструкции, и на полигонах ТБО они медленно разлагаются в ходе процессов гидролиза, фотоллиза, химического разложения, что сопровождается длительными негативными воздействиями на объекты окружающей среды, при этом безвозвратно теряется ресурсный и энергетический потенциал отходов.

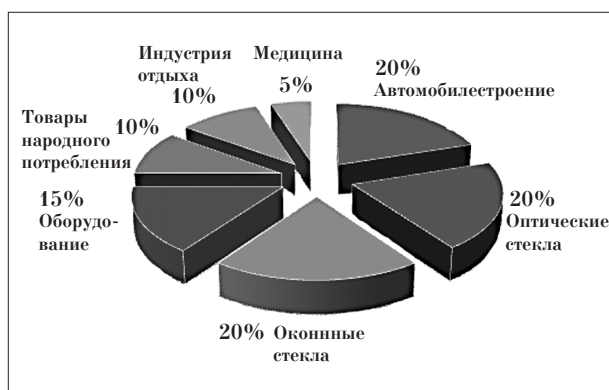


Рис. 1. Мировое потребление поликарбоната по отраслям промышленности

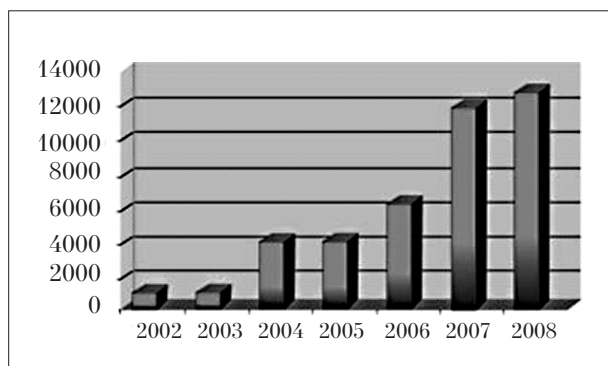


Рис. 2. Динамика производства поликарбоната

Постепенное внедрение в практику санитарной очистки городов селективного сбора отходов, использование на полигонах ТБО мусоросортировочных установок различного типа (ручная и оптическая сортировка), создание технологий утилизации транспортных средств и автополимеров позволяют выделить из общей массы отдельные потоки полимеров, в том числе ПК, и разработать технологии их переработки. Анализ научно-технической информации, опыт утилизации полимеров в европейских странах и России показал, что существует целый ряд способов их переработки с получением товарных продуктов, выбор которых определяется как физико-химическими свойствами полимеров, так и технологической, экономической и экологической эффективностью метода переработки.

К способам утилизации и переработки полимеров относятся:

- механический рециклинг и вторичная переработка полимерных отходов;
- сжигание в печах различной конструкции;
- низкотемпературный пиролиз полимеров.

Технико-экологический анализ основных методов утилизации отходов ПК позволил установить, что их переработку целесообразно осуществлять методом низкотемпературного пиролиза.

Высокая температура плавления ПК создаёт трудности при его обработке (температура плавления – 230 °С, термодеструкция протекает в интервале температур – 270–320 °С). Известно также, что ПК подвержен фотодеструкции и его вторичная переработка сопровождается значительным снижением механических и оптических свойств получаемых материалов [2].

Сжигание – один из наиболее распространённых методов утилизации полимер-

ных отходов, который позволяет максимально сократить их объёмы. Использование метода не требует больших затрат на подготовку отходов к переработке, позволяет утилизировать неотсортированные полимерные отходы и при условии полной утилизации тепла, например, для получения электроэнергии или пара, сжигание полимеров может быть технологически и экономически оправдано. Однако высокая токсичность продуктов сгорания ПК (полиароматических летучих соединений, цианистых соединений), сложность очистки отходящих газов создают технологические и экологические проблемы при реализации этого метода.

В отличие от метода сжигания низкотемпературный пиролиз отходов ПК позволяет использовать не только энергетический, но и ресурсный потенциал отходов. Одним из достоинств способа является возможность проведения процесса в автотермическом режиме, т. к. образующиеся пиролизные газы обладают высоким энергетическим потенциалом (до 35 МДж/кг) и могут быть использованы для поддержания температуры в печи пиролиза. Часть пиролизных газов способна конденсироваться с образованием жидкой фракции с температурой кипения 300–400 °С, которая может быть использована в качестве печного топлива или переработана с получением высококачественных моторных топлив [3]. При пиролизе полимеров образуется также карбонизат, подобный полукоксу, который может быть использован в качестве топлива, а также подвергнут дополнительной обработке для получения пористых углеродных сорбентов. В работе [4] были представлены результаты дериватографических исследований разложения монолитного поликарбоната в среде диоксида углерода, которые показали, что термическая деструкция ПК и карбонизация протекают в интервале температур 280–380 °С.

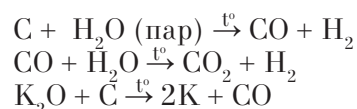
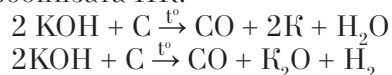
Известно, что основными стадиями производства углеродных сорбентов – активированных углей (АУ) являются пиролиз углеводородного сырья с получением карбонизата и его активация (со связующим или без) в среде окислителей (пар, диоксид углерода и др.). Для получения АУ используют ископаемые и древесные угли, отходы пищевой промышленности (скорлупа кокоса, фруктовые косточки и др.), а также и другие углеродсодержащие отходы. Ароматическая структура ПК и наличие кислородсодержащих групп позволяет предполагать возможности его переработки с получением углеродных сорбентов.

Инновационные подходы к разработке технологий, модернизация действующих производств в соответствии с принципами бережливого управления приводят к повышению требований к качеству очистки сточных вод, газовых выбросов. В связи с этим в технике защиты окружающей среды расширяется использование сорбционных методов, обеспечивающих достижение регламентируемых требований. Поэтому разработка дешёвых и эффективных углеродных сорбционных материалов, полученных при переработке отходов, является актуальной задачей.

Целью данной работы является исследование возможности термохимической утилизации отходов ПК с получением сорбционных углеродных материалов методом химической активации карбонизатов гидроксидом калия.

Для получения сорбентов использовали отходы сотового поликарбоната (ПК), измельчённые до частиц размером 5–6 мм, которые подвергали карбонизации при температуре 450 °С в течение 30 мин. Далее образцы карбонизата ПК смешивали с порошкообразным гидроксидом калия в определённых массовых соотношениях и активировали при температуре 800 °С. Полученные образцы сорбентов отмывали от соединений калия раствором кислоты и водой и высушивали при температуре 105 °С.

Оптимальные условия активации были определены на основе экспериментальных исследований и термодинамического анализа процессов. Было установлено, что при температуре 800 °С и выше возможно протекание следующих реакций, приводящих к окислению и формированию пористой структуры карбонизата ПК:



Основные характеристики пористой структуры полученных образцов углеродных сорбентов (удельная площадь поверхности), объёмы микро-, мезо- и макропор, предельный объём адсорбционного пространства) были определены на основании анализа изотерм адсорбции азота при температуре 77 К, полученных с использованием приборов фирмы «Карло Эрба» «Сорбтоматик – 1800» и «СОРБИ-MS», и рассчитаны на основе уравнения теории объёмного заполнения микропор Дубинина-Радужкевича и методом Де-Бура-Липпенса [5]. Адсорбционную активность образцов сорбционных материалов определяли по величине адсорбции метиленового голубого (МГ) и йода (ГОСТ 6217, ГОСТ 4453). Для сравнения исследован промышленный АУ марки «Сорбер», получаемый из каменного угля методом карбонизации и активации паром, для которого были определены аналогичные структурные параметры.

При проведении экспериментов исследовалось влияние соотношения КОН: карбонизат ПК (ПК_к) и времени активации на формирование пористой структуры и сорбционных свойств образцов. Результаты экспериментов представлены в таблице 1.

Как видно из представленных данных, увеличение массового соотношения гидроксида калия и карбонизата ПК приводит к росту сорбционной ёмкости АУ по МГ и йоду, что указывает на увеличение объёма микро- и мезопор при активации. Повышение времени активации карбонизатов сопровождается ростом степени обгара и увеличением доли крупных микропор, о чём свидетельствует повышение сорбционной активности образцов по МГ.

Таблица 1

Основные сорбционные характеристики углей, полученных из поликарбоната методом химической активации КОН

№	Массовое соотношение КОН: ПК _к	Время активации, мин	Степень обгара, % по массе	Активность по йоду, мг/г	Ёмкость по МГ, мг/г
I	1:0,5	60	50,0	217	75
II	1:0,75	60	50	670	125
III	1:1	60	60,0	896, 3	75
IV	1:1	80	75	714	206
V	1:2	60	71,5	1079	125
VI	1:4	60	72, 3	1178	144

Таблица 2

Структурные параметры образцов активированных углей

Образец АУ	$S_{\text{БЭГ}}$, м ² /г	Объем микропор, см ³ /г	Удельная площадь поверхности мезопор, м ² /г	Выход АУ, % по массе
АУ-ПК-0,5-60*	163,2± 0,9	0,052±0,008	128,6±6,4	19,8±0,99
АУ-ПК-0,75-60	523,7± 6,4	0,164±0,008	238,7±17,4	17,1±0,855
АУ-ПК-1-60	436,4± 2,9	0,180±0,009	259,2±22,4	15,2±0,76
АУ-ПК-1-80	516,7± 5,2	0,170±0,0085	342,6±17,1	14,2±0,71
АУ-Сорбер	689,0± 1,3	0,22±0,01	425,9±32,2	—

Примечание: *АУ, полученные данным способом, были обозначены как АУ-ПК с указанием далее массового соотношения КОН и карбонизата и времени активации в мин.

Влияние времени активации и соотношения ПК : КОН на формирование пористой структуры образующихся сорбентов представлено в таблице 2. Анализ полученных данных показал, что по сорбционным характеристикам образцы углеродных сорбентов, полученные в оптимальных условиях (АУ-ПК-60, АУ-ПК-80), соответствуют промышленным АУ, применяемым в очистке сточных вод от органических токсичных соединений (таких, как фенолы, ПАВ, нефтепродукты), а также используемым в качестве молекулярных сит при селективной адсорбции и разделении газов.

Анализ результатов исследований позволил установить механизм процесса активации карбонизата ПК в присутствии гидроксида калия. Эффективность активации объясняется способностью атомов калия внедряться между слоями графитовых кристаллитов в формирующихся углях, расширяя пространство между соседними углеродными слоями, и приводя к увеличению удельной площади поверхности угля. «Вскрытые» углеродные слои в этом случае становятся доступными для дальнейшего газового активирования. Промывка полученного образца водой сопровождается удалением соединений калия из объема сорбента и формированием межслойных пор, по размеру соответствующих атомному радиусу калия.

Таким образом, активация карбонизатов отходов ПК в присутствии гидроксида калия позволяет синтезировать однородно-микропористые сорбенты с развитым объемом микропор. Сравнительный анализ способов активации карбонизатов ПК гидроксидом калия и углекислым газом [4] показал, что использование в качестве активирующего агента КОН позволяет снизить температуру активации процесса с 900 °С до 800 °С

и увеличить выход сорбционного материала в 1,5–2 раза.

Проведённые исследования, анализ систем обращения с ТБО [6] позволили разработать технологию утилизации отходов ПК с получением товарных продуктов и способ управления отходами потребления ПК, основанный на внедрении дуальной системы сбора ТБО и последующим выделением фракции ПК методом оптико-механической сортировки и её утилизации (рис. 3). В результате реализации данной схемы снижается количество отходов, направляемых на захоронение, при этом выделяют четыре утильные фракции ТБО: металлы, стекло, макулатура и полимеры. Из общей массы полимеров с помощью оптико-механической сортировки извлекаются отходы поликарбоната и направляются на утилизацию с получением углеродных сорбционных материалов и жидкого топлива.

Выводы

Технико-экологический анализ основных методов утилизации отходов ПК позволил установить, что их переработку целесообразно осуществлять методом низкотемпературного пиролиза с последующей активацией карбонизатов с получением углеродных сорбентов.

Установлены закономерности процесса активации карбонизатов ПК в присутствии гидроксида калия и определены оптимальные условия проведения процесса с получением микропористых углеродных сорбентов, применяемых в очистке сточных вод.

Разработана схема обращения с отходами потребления ПК, основанная на внедрении дуальной системы сбора ТБО, выделении фракции ПК методом оптико-механической сортировки и её утилизации с получением сорбционных материалов и жидкого топлива.

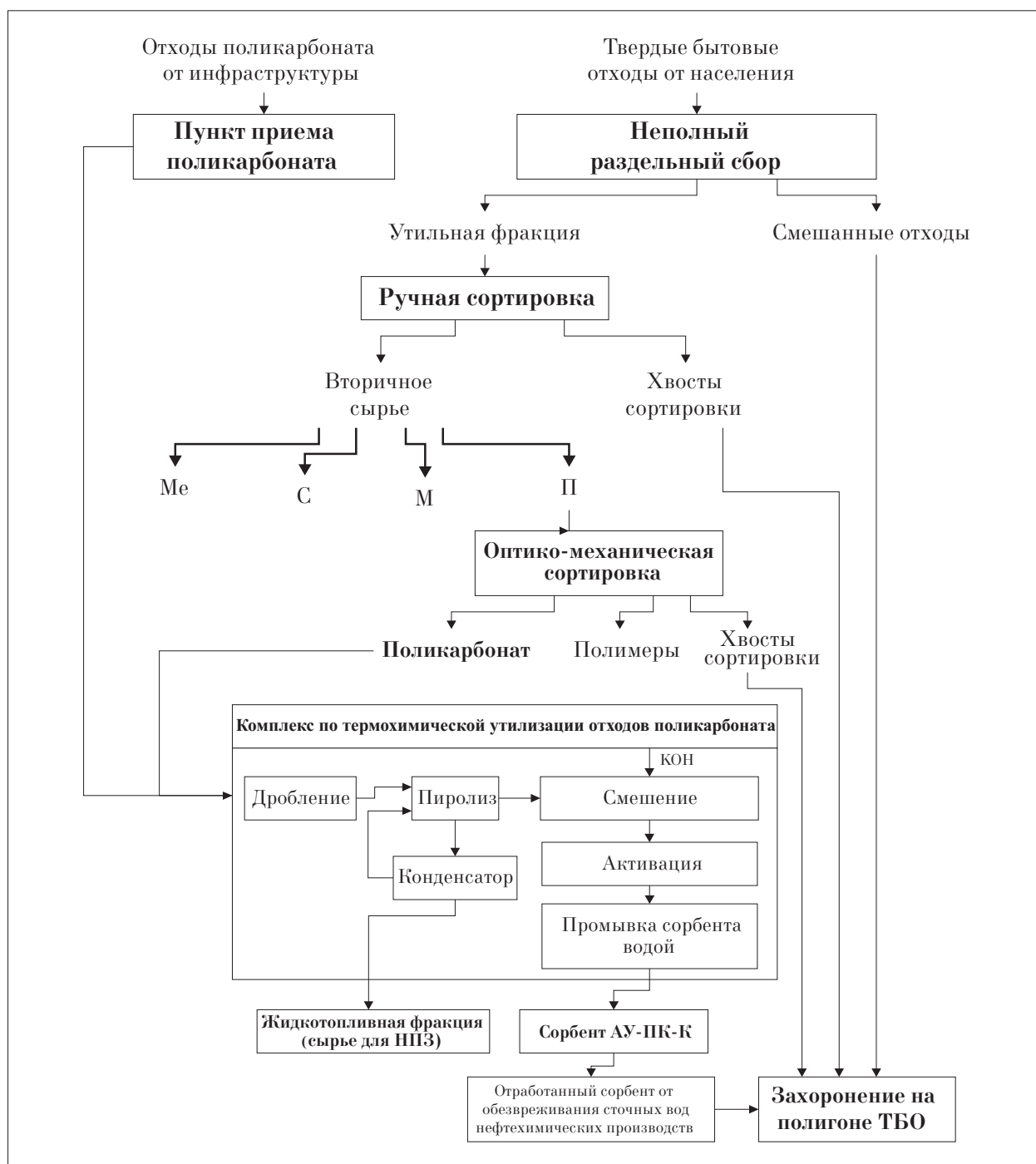


Рис. 3. Система управления отходами ПК
(Ме – металлы, С – стекло, М – макулатура, П – полимеры)

Литература

1. Проблемы рециклинга отходов из полимеров в РФ. URL: <http://telegraf.by/2011/12/problems-reciklinga-othodov-iz-polimerov/>.
2. Ла Мантия Ф. Вторичная переработка пластмасс. СПб.: Профессия, 2007. 400 с.
3. Кинле Х., Бадер Э. Активные угли и их промышленное применение / Пер. с нем. Л.: Химия, 1984. 216 с.

4. Глушанкова И.С., Сурков А.А., Махлес Р.М. Термическая переработка полимерных отходов с получением жидкого топлива и наносорбционных материалов // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2011. № 7. С. 55–60.
5. Грег С., Синг К. Адсорбция, удельная поверхность, пористость. М.: Мир, 1984. 306 с.
6. Вайсман Я.И. Тенденции и перспективы управления твёрдыми бытовыми отходами на урбанизированных территориях // Вестник Пермского государственного университета «Урбанистика». № 1. 2011. С. 81–100.

Использование отходов производства феррованадия в качестве пересыпного материала на полигоне твёрдых бытовых отходов

© 2013. Я. И. Вайсман, д.м.н., профессор,
К. Г. Пугин, к.т.н., доцент, Н. И. Фукалова, магистрант,
Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
e-mail: 123zzz@rambler.ru

Приведены данные исследования шлака феррованадиевого производства. На его основе получен материал, соответствующий требованиям, предъявляемым к пересыпному материалу. Внедрение разработанной технологии позволило полностью отказаться от размещения шлака феррованадиевого производства на неподготовленной площадке и заменить первичные природные материалы используемые для пересыпки ТБО на вторичные материалы.

Ferrovandium slag production research results are presented. On the basis of that production they got a special substance that suits the requirements to an overflow material. The technology launch has allowed not to keep ferrovandium slag production wastes in a site non-prepared for that purpose and to replace a primary natural substance used for suction of solid waste with a secondary substance.

Ключевые слова: отходы металлургии, класс опасности, бактерицидные свойства, миграция ванадия, пересыпной материал, твёрдые бытовые отходы

Keywords: metal industry wastes, hazard class, bactericidal properties, migration of vanadium, overflow material, municipal solid waste

Введение

На полигонах твёрдых бытовых отходов (ТБО) используют в больших количествах материал для пересыпки отходов, который должен быть инертным по отношению к ТБО, надёжно изолировать ТБО от контакта с насекомыми, препятствовать доступу птиц и грызунов к отходам, быть неудобным для устройства грызунами лазеек и нор, проницаемым для образующихся при разложении отходов газов, препятствовать появлению запахов от разложения отходов, сводить к минимуму проникновение влаги в «рабочее тело» полигона, хорошо уплотняться. Обычно в качестве пересыпного материала на полигонах используют природный материал (почвогрунт), который не вполне соответствует перечисленным выше требованиям. Это определяет актуальность замены природного пересыпного материала на вторичные материалы, которые могут быть получены при переработке отходов производства.

В качестве исходного сырья для получения пересыпного материала были выбраны отходы, образующиеся при производстве феррованадия на одном из металлургических заводов, расположенном в Пермском крае. В настоящее время эти отходы практически не находят широкого применения и складываются

в пойме рек Вильва и Чусовая в виде отвала на неподготовленной площадке. При этом возможно негативное влияние отходов на почву и водные объекты. Для размещения этих отходов выделены значительные земельные участки, а заложенный в них материальный ресурс не используется [1 – 5].

Целью работы являлось изучение возможности применения шлака производства феррованадия в качестве сырья для получения материала, пригодного для пересыпки слоев ТБО на полигоне.

Материалы исследования

Проведенные нами исследования (анализ физико-химических свойств, биотестирование) показали, что шлак производства феррованадия относится к IV классу опасности для окружающей природной среды.

Результаты количественного химического анализа шлака и его гранулометрический состав представлены в таблицах 1 и 2 соответственно.

Установлено, что шлак имеет однородную структуру с преобладающим размером фракций менее 2 мм, тогда как Правилами эксплуатации полигонов ТБО регламентируется, что пересыпной материал должен быть не крупнее 250 мм. Благодаря такой структуре шлак

Таблица 1

Химический состав феррованадиевого шлака (%)

V ₂ O ₅	SiO ₂	CaO	MgO	Al ₂ O ₃	P
0,11±0,03	30,4±0,5	54,4±0,7	11,4±0,4	2,7±0,21	0,013±0,004

Таблица 2

Гранулометрический состав феррованадиевого шлака

Размер отверстий сит, мм	2	0,63	0,315	0,14	0,08
Полный остаток на ситах шлака, %	3	32,0	83,0	97,0	99,0

хорошо уплотняется, и, вследствие этого, удобен для устройства грызунами лазеек и нор, препятствует доступу птиц, грызунов и влаги в «рабочее тело» полигона, надёжно изолирует ТБО от контакта с насекомыми.

Преобладающим компонентом в шлаке является оксид кальция, который при реакции с водой переходит в гидроксид (известь), характеризующийся дезинфицирующим, противопаразитарным и дезодорирующим действием. Известно, что известь губительно действует на блох, клопов и их яйца, убивает возбудителей холеры, брюшного тифа и сибирской язвы (вегетативные клетки, но не споры), даже в слабой концентрации. Вместе с тем, в шлаке содержится оксид магния, который обладает антацидным, адсорбирующим и детоксирующим действием. Данные свойства позволили предположить, что шлак может обладать бактериостатическими или бактерицидными свойствами. Для подтверждения этой гипотезы были проведены исследования в аккредитованной лаборатории по методике МУ 2.1.674-97 «Санитарно-гигиеническая оценка строительных материалов с добавлением промотходов» по влиянию шлака на патогенную и условно-патогенную микрофлору. Использовалась бактериальная взвесь *Escherichia coli* (10 единиц), серия разведений от 1:10 до 1:10000, посев на чашки Петри со средой Эндо. Инкубация проводилась при температуре 37 °С в течении 24 час. Рост микроорганизмов отсутствовал. Это свидетельствует о том, что шлак обладает выраженными бактерицидными свойствами по отношению к бактерии *E. coli*, что позволило рекомендовать его как материал для пересыпки ТБО с выраженными бактерицидными свойствами.

Одним из опасных элементов для окружающей среды в составе шлака является оксид ванадия. Его предельно допустимая концентрация (ПДК_{х-п}), согласно ГН 2.1.5.1315-03 «Предельно допустимые концентрации химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового

водопользования» от 15.06.2003 г, составляет 0,1 мг/л. При попадании в водные объекты в концентрациях, превышающих предельно допустимые, ванадий наносит большой и долгосрочный вред окружающей среде и здоровью населения [6, 7].

Исследования миграции ванадия из шлака производства феррованадия в модельные среды проводились в лаборатории металлургического завода. Для моделирования миграции ванадия, согласно Методическим указаниям МУ 2.1.674-97 «Санитарно-гигиеническая оценка строительных материалов с добавлением промотходов» от 8 августа 1997 г, были использованы две среды: нейтральная – дистиллированная вода и кислая – ацетатно-аммонийный буфер с рН 4,8, характерным для кислотных осадков.

Эксперимент был проведен для трёх временных промежутков: одни, пять и десять суток. Для определения подвижных форм ионов использовались гравиметрические, титриметрические

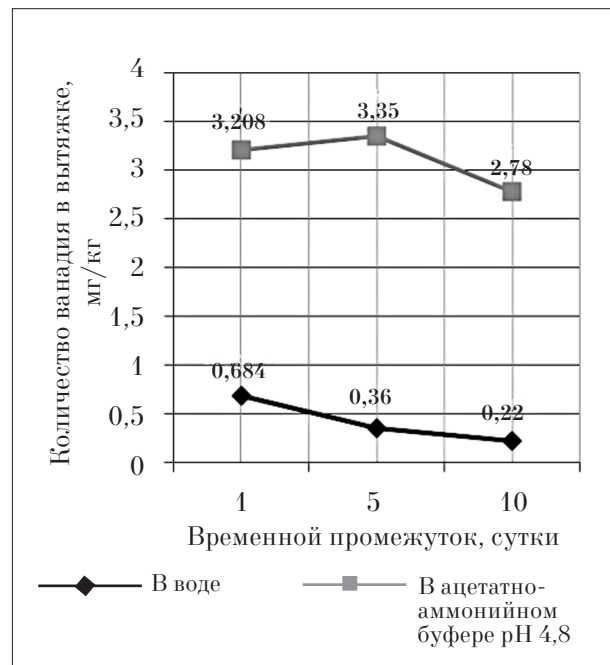


Рис. 1. Количество ванадия в модельных средах в зависимости от времени пребывания

трические и фотометрические методы. Зависимость количества ванадия в вытяжке от времени представлена на рисунке 1.

Установлено, что ванадий мигрирует из шлака и его количество превышает ПДК_{х-п} даже через 10 суток. В ходе проведения эксперимента было показано, что подвижная форма ванадия в водной среде, через сутки переходит в малорастворимое соединение ванадат, который в виде взвеси оседает. С учётом этого было выдвинуто предположение, что слой ТБО будет сорбировать на себе ванадат, находящийся в фильтрате в виде взвеси, что приведет к снижению его концентрации в фильтрате полигона ТБО.

Для исследования влияния шлака на содержание ванадия в фильтрате полигона ТБО спроектировали и изготовили экспериментальную установку, которая позволяет моделировать образование фильтрата. Схема экспериментальной установки представлена на рисунке 2.

В лабораторной установке ТБО размещались в условиях, максимально приближенных к реальным. Высота слоя ТБО и переосыпного материала, согласно «Инструкции по проектированию и эксплуатации полигонов для твердых бытовых отходов/АКХ им. К. Д. Памфилова» составляла 2 и 0,25 метра соответственно. Морфологический состав ТБО

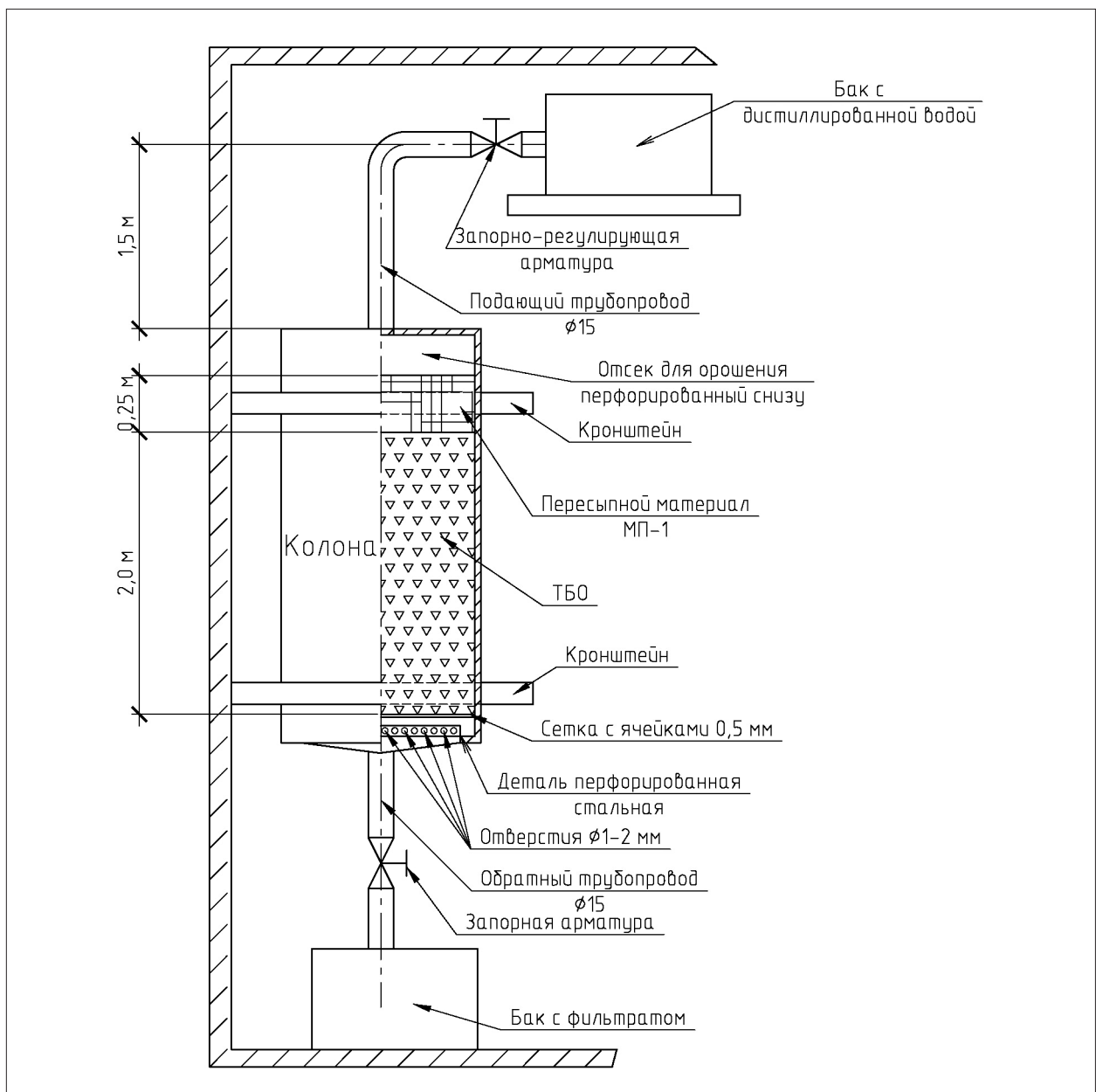


Рис. 2. Лабораторная установка для изучения влияния шлака на содержание ванадия в фильтрате полигона ТБО.

Таблица 3
Морфологический состав ТБО, загруженных в установку

Тип отходов	Содержание, %
Пищевые отходы	8,9
Макулатура	22,8
Металлы	2,7
Пленки полимерные	5,7
Твердые пластмассы	3,4
ПЭТ бутылки	2,8
Прочие пластмассы	3,2
Стекло	17,7
Электрошрот	0,8
Текстиль	5,0
Кожа, резина, обувь	2,0
Подгузники одноразовые	1,9
Дерево	1,3
Отсев	12,4
Прочее	9,4

взяты согласно данным исследований кафедры ООС ПНИПУ [8]. Морфологический состав ТБО, загруженных в установку, представлен в таблице 3.

Для моделирования атмосферных осадков, попадающих на поверхность полигона ТБО, сверху на слой шлака подавалась дистиллированная вода. Подача была организована сверху, из ёмкости через устройство для орошения, в количестве, соответствующем среднему показателю количества осадков в Пермском крае. Нормативное количество осадков на единицу площади поверхности в Пермском крае, согласно ТСН 11-301-2004 «Инженерно-геологические изыскания для строительства на закарстованных территориях Пермской области» от 01.01.2005 г, изменяется от 500–550 мм в южных районах края до 800–1000 мм в северных и северо-восточных районах. Большая часть их выпадает в тёплый период года, имеющего среднюю продолжительность до 190–200 дней. В связи с этим был принят средний показатель количества осадков, равный 600 мм на единицу площади поверхности. Поскольку площадь поверхности установки составляет 0,0314 м², объём поданной воды в установку составил 18,8 литров. Чтобы смоделировать самые неблагоприятные погодные условия, т. е. период пиковых осадков, весь объём воды равномерно подали в течение 24 часов.

Фильтрация проходила в течении одних суток, после чего собранный фильтрат исследовали в Центре аналитических исследо-

ваний и метрологического обеспечения экологических измерений ОАО «МНИИЭКО ТЭК», г. Пермь. Было установлено, что содержание ванадия в фильтрате составило 0,057 мг/л, т. е. всего за сутки фильтрации содержание ванадия в фильтрате стало ниже ПДК_{х-п}.

Нами были разработаны технологический регламент и технические условия получения материала для изоляции уплотнённых слоёв ТБО на основе шлака феррованадиевого производства МП-1 по ТУ № 0798-001-00186341-2012. Основные технологические операции состоят в следующем: медленное охлаждение шлака, его грохочение и магнитная сепарация. Медленное охлаждение производят на открытой площадке при температуре окружающей среды, при этом происходит самораспад шлака с образованием частиц от 0,01 до 2 мм. При грохочении шлака удаляется фракция шлака более 250 мм, которая направляется на дробление на щековой дробилке до размеров менее 250 мм. Данный размер регламентируется как наиболее крупная фракция материала, допускаемая для использования в качестве пересыпного материала на полигонах ТБО. В общей массе исходного сырья фракция, которая должна пройти дробление, составляет не более 3%. Материал, полностью удовлетворяющий требованиям, предъявляемым к гранулометрическому составу, проходит магнитную сепарацию, в ходе которой удаляются металлические включения феррованадия и ферросилиция. В настоящее время весь свежий выход шлака феррованадиевого производства (7 тыс. тонн) после переработки используется в качестве материала для изоляции уплотнённых слоёв ТБО на полигоне ТБО г. Чусового Пермского края.

Заключение

Проведённые исследования позволили разработать технологию получения из шлаков феррованадиевого производства пересыпного материала для полигона ТБО. Полученный материал соответствует требованиям, предъявляемым к пересыпному материалу. Внедрение разработанной технологии позволило полностью отказаться от размещения шлака феррованадиевого производства на неподготовленной площадке и заменить первичные природные материалы, используемые для пересыпки ТБО, на вторичные материалы, что благоприятно повлияет на экологическую ситуацию в районе размещения отходов металлургического завода. Кроме того, это позволит получить экономическую выгоду, в размере 1,4 млн. руб-

лей в год, в виде исключения экологических платежей за размещение отходов ферросплавного производства в окружающей среде.

Литература

1. Пугин К. Г. Негативное воздействие шлаковых отвалов черной металлургии на объекты окружающей среды на примере города Чусового // Экология урбанизированных территорий. 2011. № 2. С. 86–90.

2. Пугин К. Г. Снижение экологической нагрузки на водные объекты при размещении неутраченных отходов предприятий черной металлургии // Вода и Экология, проблемы и решения. 2008. № 4. С. 57.

3. Пугин К.Г., Калинина Е.В. Использование отходов предприятий химической и металлургической отрасли для изготовления асфальтобетонных дорожных покрытий // Экология и промышленность России. 2011. № 10. С. 28–30.

4. Пугин К.Г., Вайсман Я.И. Методические подходы к управлению геоэкологической безопасностью при

размещении твердых отходов черной металлургии путем минимизации экологических рисков // Проблемы региональной экологии. 2012. № 3. С. 113–120.

5. Пугин К.Г. Изменение состава твердых отходов черной металлургии в современных условиях // Экология и промышленность России. 2011. № 9. С. 46–49.

6. Вейхман Г.А., Уланова Т.С., Стенно Е.В., Гилева О.В., Баканина М.А. Оценка воздействия химического фактора в производстве феррованадиевых сплавов // Медицина труда и промышленная экология. 2011. № 11. С. 20–24.

7. Ильиных Г.В., Коротаев В.Н., Вайсман Я.И. Оценка потенциала твердых бытовых отходов как альтернативы первичным энергоресурсам // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2012. № 7. С. 18–21.

8. Вайсман Я.И. Тенденции и перспективы управления твердыми бытовыми отходами на урбанизированных территориях // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Урбанистика. 2011. № 1. С. 81–99.

Роль арахидоновой кислоты в регуляции роста и развития ячменя (*Hordeum vulgare* L.)

© 2013. Л. П. Воронина¹, д.б.н., в.н.с.,

Н. Ф. Черкашина², к.б.н., в.н.с., И. И. Ильина¹, аспирант,

¹Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,

²Учебно-опытный проектно-экологический центр

Московского государственного университета им. М. В. Ломоносова,

e-mail: Luydmila.Voronova@gmail.com

В полевом и вегетационных опытах изучено влияние арахидоновой кислоты на рост и развитие растений ячменя. Установлено более выраженное позитивное действие арахидоновой кислоты в более экстремальных условиях произрастания растений.

Arachidonic acid effect on barley plants growth and development was studied in pot and field experiments. It is stated that arachidonic acid has a more positive effect if the conditions of plant growth are more extreme.

Ключевые слова: арахидоновая кислота, ячмень, биомасса, урожай, пигменты, углеводы

Keywords: arachidonic acid, barley, biomass yield, pigments, carbohydrates

Введение

В современных условиях выращивания сельскохозяйственных культур высокая пестицидная нагрузка приводит к ухудшению экологической обстановки. В связи с этим актуальной задачей является переключение от применения химических соединений, являющихся точечными ингибиторами каких-либо конкретных процессов, к разработке и применению «физиологических» регуляторов и модуляторов сложных биохимических систем. Известно, что некоторые органические кислоты, например, салициловая или арахидоновая, являются физиологически активными веществами и их действие направлено на повышение устойчивости растений к биотическим стрессам. Известны и продолжают изучаться механизмы действия этих веществ, но их выраженное влияние на морфофизиологические процессы не установлено. Имеются противоречивые данные по действию арахидоновой кислоты (АК) на рост и развитие растений, продолжается изучение способов их применения в сельском хозяйстве.

У растений существуют механизмы индукции продолжительной устойчивости к поражению вредными организмами. В качестве индукторов могут выступать соединения, обнаруженные в самих фитопатогенных микроорганизмах, но отсутствующие в растениях. АК является одним из таких соединений, по-

этому на высшие растения она действует как мощный внешний раздражитель – в концентрациях выше 10^{-4} моль/л инициирует локальный некроз тканей. Однако в низких концентрациях (10^{-6} – 10^{-9} моль/л) она обеспечивает длительную системную устойчивость растения к патогенам. Молекулы АК и её метаболитов влияют на экспрессию генов, ответственных за иммунитет [1]. Обработка растений АК приводит к повышенной экспрессии стресс-чувствительных генов [2]. Предполагается, что окислительный взрыв является первичной реакцией при запуске защитных механизмов при заражении различных растений патогенами [3]. Окислительный взрыв и роль пероксида в накоплении капсидиола (фитоалексина) были исследованы в перце *Capsicum annuum* L. Сразу после воздействия АК на растения произошло образование активных форм кислорода. Экзогенная обработка пероксидом индуцировала аккумуляцию капсидиола, которая снижалась в присутствии АК. Для изучения окислительно-восстановительных реакций в ходе активации защитных механизмов растения исследовалось влияние АК на активность аскорбоксидазы, которая является ферментом для детоксикации пероксида. Показано, что при применении АК активность фермента снизилась [4]. Изучение биохимических основ механизма действия АК (в низких концентрациях) продолжается и некоторые эле-

менты этого механизма уже очевидны. В настоящее время АК активно используется как основная составляющая синтетических регуляторов роста растений. Л. Н. Гардеева исследовала возможность использования препарата «Иммуноцитифит» в качестве стимулятора роста при производстве солода для повышения прорастания ячменя [5]. Другие исследователи отмечают влияние этого препарата на урожай зерна ячменя [6]. Этот препарат создан на основе смеси полиненасыщенных жирных кислот с высоким содержанием арахидоновой кислоты. Такие препараты стимулируют процессы корнеобразования, процесс накопления сухого вещества происходит более активно, повышается озернённость колоса и масса зерна, активизируются процессы раневой репарации, химической, засухо- и морозоустойчивости растений. Спектр действия АК на молекулярном уровне объясняется тем, что данный элиситор и его метаболиты оказывают влияние на процессы экспрессии не только генов защиты, но и генов, осуществляющих контроль ростовых факторов дифференцировки и развития [1].

Целью нашей работы явилось исследование специфики действия арахидоновой кислоты на формирование растений ячменя в онтогенезе.

Объекты и методы исследования

Арахидоновая кислота (5, 8, 11, 14-эйкозотетраеновая кислота, $C_{10}H_{21}COOH$) – витамин F, ненасыщенная жирная кислота. АК является одним из важнейших представителей полиеновых жирных кислот, имеющих огромное значение для здоровья человека и животных.

Для выявления рабочих концентраций арахидоновой кислоты использован метод биотестирования. В качестве тест-систем в лабораторных экспериментах были использованы растения *Raphanus sativus* L. (редис) и *Vigna radiata* L. (маш). Биотестирование проводили следующим образом: АК в концентрациях 1, 10, 100 мкг/мл воздействовали на семена маша и редиса. Контролем служили семена, на которые воздействовали только водой. Показателем служила длина корня ювенильных растений. В качестве модификации метода мы использовали способы визуализации (с помощью технических приёмов фиксации изображения и затем, замер тест-показателя). Семена выращивали на чёрной ткани в прозрачных пластиковых

планшетах (4 шт.) и в чашках Петри (10 шт.). После окончания опыта планшеты сканировались, и далее длина самого длинного корня замерялась в программе Excel. Из чашек Петри растения доставали и производили замеры линейкой, тест-функцией, по которой рассчитывали процент стимуляции и/или ингибирования, являлась длина корня используемых тест-растений. Для автоматизированного определения длины корня метод требует дальнейшей доработки.

Вегетационные многолетние опыты проводили в вегетационном домике кафедры агрохимии факультета почвоведения МГУ с разными сортами ячменя. Исследуемой культурой в 2010 г. был ячмень яровой (*Hordeum vulgare* L.) сорта Раушан. Эксперимент проводился в вегетационных сосудах Вагнера вместимостью 2 кг. Почва – чернозём обыкновенный целинный. Агрохимическая характеристика следующая: рН – 6,4; гумус – 8,1%; подвижный фосфор – 50 мг/кг почвы и обменный калий – 98 мг/кг. В каждый сосуд были внесены минеральные удобрения из расчёта 100 мг/кг почвы азота, фосфора, калия. После прорастания семян ячменя в каждом сосуде оставляли по 6 растений. Варианты опыта включали: контроль и фолиарную (на лист) обработку растений в фазе начала кущения раствором арахидоновой кислоты (рабочая концентрация раствора 1 мкг/мл). Повторность вариантов – четырёхкратная. В ходе вегетации был выполнен промежуточный отбор флаговых листьев (средняя проба), в которых определяли пигменты. После уборки опыта проводили определение массы и числа растений, стеблей, зёрен, массы 1000 зёрен.

Полевые микроделяночные исследования проводились на территории учебно-опытного проектно-экологического центра МГУ «Чашниково», Московская область, Солнечногорский район, в 2010 г. Исследуемой культурой был ячмень сорта Раушан. Почва данной территории хорошо окультурена, дерново-подзолистая среднесуглинистая. Агрохимическая характеристика следующая: рН – 5,8; гумус – 3,5%; подвижный фосфор – 31 мг/кг почвы и обменный калий – 108 мг/кг. Посев культуры ячменя проведён 17 мая машинным методом. Глубина заделки семян 3–5 см. Перед посевом внесены комплексные минеральные удобрения в дозе N30P40K40. Микрополевой опыт выполнен на площади 0,20 га. Учётная площадь делянки 1,0 м², повторность – четырёхкратная. Варианты опыта идентичны вегетационному опыту.

Таблица 1

Метеорологические данные за вегетационный период (2010 г.)

Показатель/месяц	май	июнь	июль	август	сентябрь
Количество выпавших осадков, мм					
За месяц	71,1	61,5	27,5	67,5	83,0
Среднее многолетние	61,1	70,2	90,7	87,3	69,8
Температура, °С					
За месяц	17,0	18,8	26,5	22,5	11,8
Среднее многолетние	14,3	17,8	20,7	18,6	12,0

В фазу начала кущения растения были обработаны арахидоновой кислотой. Для приготовления рабочего раствора 1 мкг/мл использовали серию разведений. Опрыскивание проводили до полного смачивания, с учётом стандартного автоматизированного расхода – 150 мл/м².

В течение полевого опыта выполняли наблюдения и уход за посевами (обработка гербицидами и фунгицидами). Выполнен промежуточный отбор растительных образцов, через 7 дней после обработки, их фиксация. В зелёной массе определяли углеводы. Провели определение пигментов во флаговом листе и замеры площади флагового листа. Определены показатели структуры продуктивности и учёт урожая ячменя. В высушенных образцах растительного материала (солومه и зерне) определяли содержание общего азота, фосфора и калия [7].

Зафиксированы метеорологические данные, которые свидетельствуют, что в июле наблюдался дефицит влаги в сочетании с высокими суточными температурами и в целом вегетационный период оказался более жарким и засушливым (табл.1).

Для оценки достоверности результатов опыта и аналитических данных использовали методы математической статистики, расчёт наименьшей существенной разницы (НСР) с уровнем значимости 95%.

Результаты и обсуждение

Изучение влияния АК на развитие корневой системы ювенильных растений маша и редиса показало, что АК является физиологически активным веществом и оказывает стимулирующий либо ингибирующий эффект используемых тест-культур в зависимости от концентрации. При воздействии АК в концентрации 1 мкг/мл ($3,3 \cdot 10^{-6}$ моль/л) на растения маша и редиса значения длины корневой системы увеличились по сравнению с контролем на 56 и 16% соответственно. В концентрации 10 мкг/мл ($3,3 \cdot 10^{-5}$ моль/л) АК оказывает стимулирующий эффект на развитие растений маша (на 46%) и ингибирующий на развитие растений редиса (на 50%) (табл. 2). В концентрации 100 мкг/мл ($3,3 \cdot 10^{-4}$ моль/л) АК оказывает самый сильный ингибирующий эффект на развитие растений обеих культур. В результате исследования влияния АК на развитие корневой системы ювенильных растений маша и редиса выявлена рабочая концентрация 1 мкг/мл ($3,3 \cdot 10^{-6}$ моль/л). Тест-растения по-разному реагировали на внесение арахидоновой кислоты: на семенах маша наблюдалась достоверная как стимулирующая, так и ингибирующая реакция на его воздействие; на семенах редиса наблюдалось достоверное ингибирование роста корней.

Таблица 2

Влияние разных концентраций арахидоновой кислоты на длину корня тест-растений

Тест-культура	Концентрация, моль/л	Длина корня, см	НСР _{0,05}	% от контроля
Маш	контроль	3,25	1,43	
	$3,3 \cdot 10^{-6}$	5,07		156
	$3,3 \cdot 10^{-5}$	4,74		146
	$3,3 \cdot 10^{-4}$	1,62		50
Редис	контроль	1,89	0,80	
	$3,3 \cdot 10^{-6}$	2,19		116
	$3,3 \cdot 10^{-5}$	0,94		50
	$3,3 \cdot 10^{-4}$	0,08		4

Таблица 3

Влияние арахидоновой кислоты на площадь и содержание пигментов флагового листа

Показатель	Контрольный вариант	Вариант с применением арахидоновой кислоты	% от контроля
Вегетационный опыт			
Площадь флагового листа, см ²	9,60 ± 2,20	9,90 ± 2,20	103
Хлорофилл <i>a</i> , мг/г	2,11 ± 0,25	2,36 ± 0,20	112
Хлорофилл <i>b</i> , мг/г	0,71 ± 0,08	0,80 ± 0,08	113
Каротиноиды, мг/г	0,13 ± 0,02	0,14 ± 0,01	103
Полевой опыт			
Площадь флагового листа, см ²	11,4 ± 1,92	12,2 ± 1,85	107

Таблица 4

Изменения по продукционным характеристикам ячменя при использовании арахидоновой кислоты

Показатель	Контрольный вариант	Вариант с применением арахидоновой кислоты	НСР _{0,05}	% от контроля
Вегетационный опыт				
Общая масса, г/сосуд	13,5	15,2	1,1	113
Продуктивная кустистость, шт.	1,06	1,0	0,3	100
Общая кустистость, шт.	1,8	2,0	0,8	113
Масса 1 растения, г	2,3	2,5	0,2	113
Масса соломы, г/сосуд	7,6	9,1	1,4	120
Число зёрен, шт.	112	105	11,6	94
Масса зерна, г/сосуд	5,0	4,5	0,6	91
Масса 1000 зёрен, г	44,9	42,8	2,8	95
Полевой опыт				
Продуктивная кустистость, шт.	0,9	1,1	0,2	126
Общая кустистость, шт.	1,5	1,8	0,3	123
Число зёрен, шт./25 растений	2103	1811	300	86
Масса зерна, г/25 растений	84,0	89,5	4,2	106
Масса соломы, г	242,6	340,5	94	140
Масса 1000 зёрен, г	39,9	49,4	6,4	124
Масса 1 растения, г	2,4	3,3	0,7	138

Известно, что в ходе онтогенеза, а также под действием неблагоприятных факторов происходят изменения по содержанию и соотношению пигментов зелёного листа. В связи с этим в ходе развития растений в вегетационном и полевом опытах изучено их содержание во флаговом листе, который, как свидетельствует ряд авторов, наиболее тесно связан с характеристикой урожая [8, 9]. В таблице 3 приведены результаты по изучению действия АК на пигментный состав флагового листа. Применение АК привело к повышению содержания хлорофилла *a* и *b* (на 12–13%), содержание каротиноидов значимо не изменилось (3%). Изменений по данной характеристи-

ке в полевом опыте не установлено (табл. 3). Необходимо подчеркнуть, что тенденция по изменению содержания пигментов в вегетационном опыте прослеживалась через 25 суток после фолитарной обработки растений АК. Изменений по данной характеристике в полевом опыте через 30 дней не установлено.

Физиологически активные вещества влияют на биометрические и продуктивные показатели развития растений. В вегетационном опыте наблюдались лишь некоторые тенденции действия АК (табл. 4). Продуктивная кустистость растений не изменилась по сравнению с контрольными результатами. Увеличилась масса 1 растения за счёт массы соломы.

Общее число и масса зерна уменьшились, но масса 1000 зёрен не изменилась. Кустистость – очень важный агрономический признак, так как в результате процесса формирования на растении дополнительных побегов происходит компенсация урожая при биотических и абиотических стрессах. В полевом опыте на дерново-подзолистой почве обработка АК привела к повышению общей (23%) и продуктивной кустистости (26%) (табл. 4). Отмечено достоверное увеличение общей биомассы за счёт увеличения массы соломы, было отмечено уменьшение общего числа зёрен (14%). При этом масса зерна не изменилась за счёт увеличения массы 1000 зёрен (24%).

В вегетационном опыте не произошло и существенных изменений по качественной характеристике зерна (N, P, K). По содержанию общего азота в зерне проявилась лишь тенденция к снижению при обработке АК. Содержание фосфора снизилось в вариантах с использованием АК. Содержание калия достоверно не изменилось (рис.).

Изучение содержания макроэлементов в урожае зерна полевого опыта свидетельствовало о воздействии исследуемого фактора, и получены следующие результаты: обработка

АК привела к достоверному уменьшению содержания азота в зерне (на 17%), содержание фосфора увеличилось в 2 раза, повысилось содержание калия (рис.).

В экстремальных условиях полевого опыта, в отличие от вегетационного, где растения находились в контролируемых условиях, эффект действия АК проявился сильнее, и особенно это проявилось на изменении ряда показателей в растительных образцах, отобранных в ходе вегетации через 7 дней после обработки. В полевом опыте отмечено значительное увеличение содержания моносахаридов (почти в 2 раза). В вегетационном опыте подобных изменений не установлено (табл. 5).

Выводы

При воздействии разных концентраций арахидоновой кислоты на семена тест-растений (редис, маш) установлено изменение длины и морфологии корневой системы. Эффективно действующая концентрация составляет – $3,3 \cdot 10^{-6}$ моль/л.

Экзогенное применение арахидоновой кислоты на чернозёме обыкновенном при благоприятных условиях отразилось на измене-

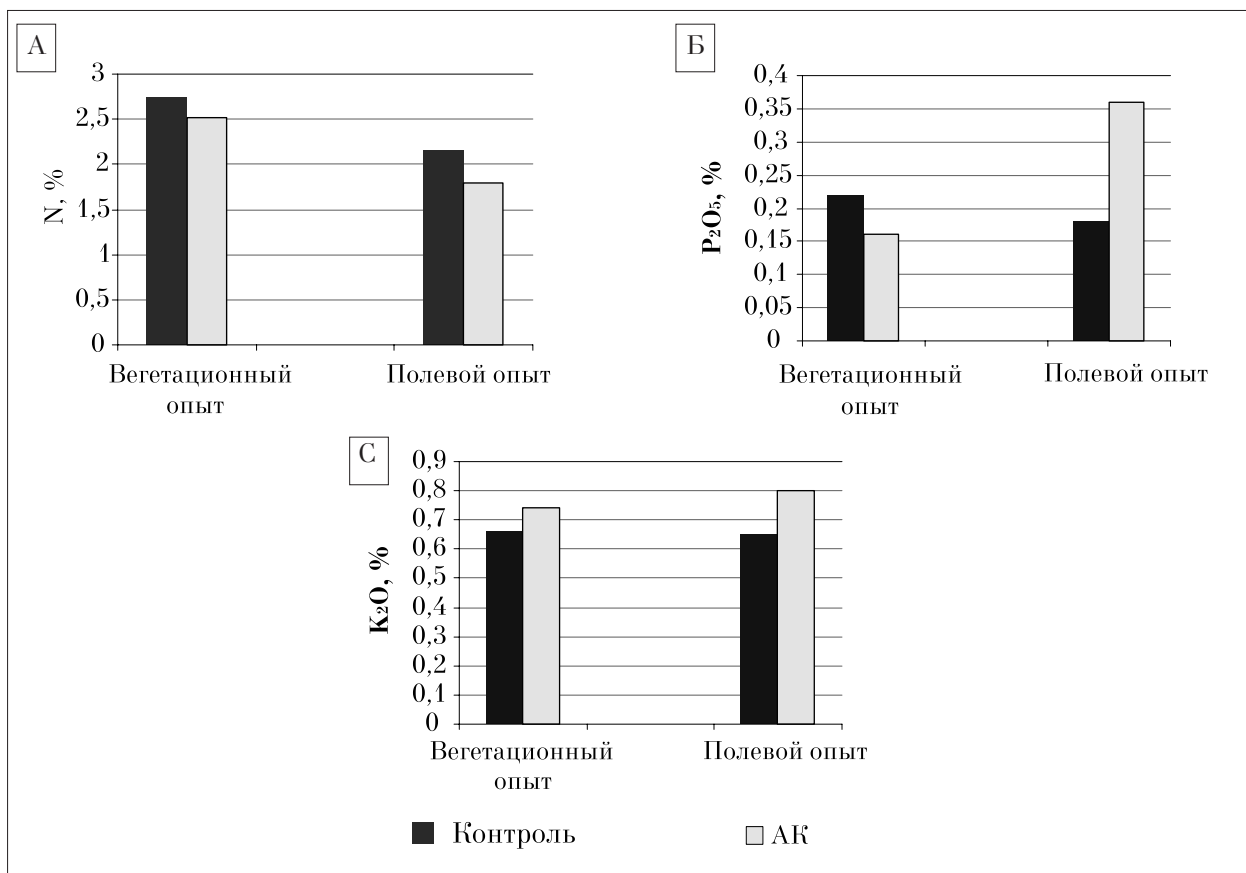


Рис. Сопоставление результатов экзогенного воздействия АК в вегетационном и полевом опытах на процентное содержание азота (А), фосфора (Б) и калия (С) в зерне ячменя

Таблица 5

Влияние арахидоновой кислоты на содержание общего азота и углеводов в зелёной массе ячменя в фазе начала кущения

Показатель	Контрольный вариант	Вариант с применением арахидоновой кислоты	НСР _{0,05}	% от контроля
Полевой опыт				
Общий азот, %	4,30	3,94	1,20	92
Моносахариды, %	2,80	6,73	1,60	238
Дисахариды, %	1,30	1,40	0,21	101
Сумма сахаров, %	4,17	8,08	1,70	194
Вегетационный опыт				
Общий азот, %	1,11	1,20	0,80	108
Моносахариды, %	2,66	3,02	1,00	114
Дисахариды, %	1,36	1,58	0,34	116
Сумма сахаров, %	4,02	4,60	1,01	114

нии следующих показателей: увеличении общей биомассы и массы соломы, снижении количества зёрен и массы зерна с растения.

Действие арахидоновой кислоты по-разному проявилось в зависимости от условий произрастания ячменя. При более выраженном стрессе влияние арахидоновой кислоты значительнее, что подтверждает защитное действие данного соединения.

В полевом опыте на дерново-подзолистой почве использование арахидоновой кислоты в фазу кущения привело к увеличению зелёной массы, продуктивной кустистости и массы соломы. Индукция вегетативных процессов повлияла на формирование репродуктивных органов ячменя, что выразилось в изменении структуры урожая зерна.

Литература

1. Озерецковская О. Л., Васюкова Н. И., Чаленко Г. И. Процесс раневой репарации и индуцированная устойчивость клубней картофеля // Прикладная биохимия и микробиология. 2009. Т. 45. № 2. С. 220–224.
 2. Savchenko T., Walley J. W., Chehab E. W., Xiao Y., Kaspi R., Pye M. F., Mohamed M.E., Lazarus C.M., Bos-

tock R.M., Dehesh K. Arachidonic acid: an evolutionarily conserved signaling molecule modulates plant stress signaling networks // Plant Cell. 2010. V. 22. № 10. P. 3193–3205.

3. Yoshioka H., Sugie K., Park H.J., Maeda H., Tsuda N., Kawakita K., Doke N. Induction of plant gp91 phox homolog by fungal cell wall, arachidonic acid, and salicylic acid in potato // Mol. Plant Microbe Interact. 2001. V. 14. № 6. P. 725–736.

4. Aracelia A. C., Eldaa C. M., Edmundob L. G., Ernesto G. P. Pepper fruit treatment with arachidonic acid induce the reactive oxygen species production // Physiological and Molecular Plant Pathology. 2007. V. 70. P. 69–76.

5. Гардеева Л. Н. «Иммуноцитотифит» как регулятор роста при проращивании ячменя // Пищевая и перерабатывающая промышленность. 2002. 603 с.

6. Помелов А.В., Дудин Г.П., Мохнаткин В.Г. Защитное и мутагенное действие фиторегуляторов на ячмене // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 1. С. 92–96.

7. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.

8. Курсанов А. Л. Взаимосвязь физиологических процессов в растении. М. 1960. 164 с.

9. Тищенко В.Н., Чекалин Н.М. Генетические основы адаптивной селекции озимой пшеницы в зоне лесостепи. Полтава. 2005. 250 с.

Ванадий в агроландшафтах Ростовской области

© 2013. В. Е. Закруткин, д.г.-м.н, зав. кафедрой,
Н. В. Коханистая, ст. преподаватель,
Южный федеральный университет,
e-mail:geoeco@sfedu.ru

В статье приведены данные о содержании ванадия в почвенном покрове агроландшафтов Ростовской области, выявлены особенности его пространственного распределения. Установлена связь между концентрацией ванадия в почвах и составом почвообразующих пород. Изучено влияние сельскохозяйственного производства на содержание и поведение элемента в исследуемых почвах.

Data on vanadium content in the soil cover of the agrolandscapes of Rostov region are presented in the article, the characteristic properties of its spatial distribution are revealed. The connection between vanadium concentration in the soils and composition of soil-forming rocks is established. The effect of agricultural practice on the content and behavior of the element in the soils under investigation is studied.

Ключевые слова: ванадий, агроландшафты, почвенный покров,
сельскохозяйственное производство

Keywords: vanadium, agrolandscapes, soil cover, agricultural practice

Ростовская область является одним из крупнейших сельскохозяйственных регионов страны, поэтому агроландшафтами занята большая часть её территории. Все агроландшафты, исходя из особенностей техногенной геохимической миграции, разделены на полеводческие и животноводческие [1]. Первые из них, занимающие около 90% всех сельскохозяйственных угодий, практически целиком используются для выращивания зерновых культур. Отличительной чертой полеводческих ландшафтов является наличие и интенсивность искусственного обводнения, в связи с чем они подразделяются на мелиорируемые и немелиорируемые (богарные). Поскольку мелиорация в Ростовской области сводится, главным образом, к изменению водного режима почв, среди мелиорируемых ландшафтов выделяют орошаемые (овощные плантации, сады и виноградники) и периодически заливаемые (рисовые чеки) [1].

Животноводческие ландшафты занимают, как правило, неудобья, непригодные для земледелия и представленные пастбищами и сенокосами.

Почвенный покров агроландшафтов образован несколькими генетическими типами почв, главными из которых являются чернозёмы и каштановые почвы. Чернозёмами охвачены более увлажнённые северная, северо-западная, западная и южная части Ростовской области, каштановыми почвами – засушливая

восточная и юго-восточная её окраины. Среди чернозёмных почв выделяют несколько подтипов, в том числе чернозёмы южные и чернозёмы обыкновенные. Первые из них имеют наибольшее распространение на севере области. В южном и юго-западном направлении они сменяются чернозёмами обыкновенными. Каштановые почвы представлены тёмно-каштановыми, каштановыми и светло-каштановыми подтипами. Важной особенностью каштановых почв является их солонцеватость, степень которой увеличивается в восточном направлении. Одновременно изменяется и цвет почв – от тёмно-каштанового до светло-каштанового.

Необходимо отметить, что почвы агроландшафтов испытывают наибольшую антропогенную геохимическую нагрузку. Вместе с тем, как известно, они являются отправным пунктом, основным стартовым звеном пищевой цепи, где формируется поток химических элементов, поглощаемых в конечном счёте животными и человеком. Среди химических элементов особого внимания заслуживает группа микроэлементов. Последние, благодаря высокой биохимической активности играют важную роль в развитии живых организмов.

В группу микроэлементов входит и ванадий (V). В. И. Вернадский относил ванадий к элементам жизни, поскольку он необходим многим организмам. Наиболее изучена его физиологическая роль у животных, среди кото-

рых асцидии, относящиеся к подтипу хордовых, характеризуются ураганными его содержаниями (до 10%). Благодаря способности менять свою валентность, в частности переходить из состояния V^{3+} в V^{5+} , ванадий участвует в окислительно-восстановительных процессах, стимулирует окисление глюкозы в процессах обмена в организмах, влияет на обмен холестерина и на работу ферментов [1, 2]. При недостатке ванадия у животных наблюдается задержка роста, аномальное развитие скелета, повышение смертности молодняка и др.

Необходимость ванадия для высших растений изучена пока недостаточно. Хотя установлено, что ванадий может стимулировать процесс фотосинтеза в растениях, а его дефицит снижает содержание хлорофилла [2]. Как и молибден, ванадий участвует в биосинтезе белка, но главное – он выступает катализатором в процессах фиксации молекулярного азота азотфиксирующими прокариотами. Экспериментальным путём установлено, что токсичные количества V для разных видов растений неодинаковы: у чувствительных – 2 мг/кг, у малочувствительных – 8–13 мг/кг сух. вещества. Причём негативное действие таких концентраций проявляется только в замедлении роста растений [3].

В организме человека концентрация ванадия составляет примерно 10–25 мг [4]. Наибольшие его содержания обнаруживают в костях, зубах, жировой ткани. Ванадий оказывает гемостимулирующее действие, активирует окисление фосфолипидов, влияет на проницаемость митохондриальных мембран, угнетает синтез холестерина. Однако при избыточном поступлении в организм ванадий и его соединения проявляют себя как яды, поражающие систему кровообращения, органы дыхания, нервную систему и вызывающие аллергические и воспалительные заболевания кожи [5].

Важно подчеркнуть, что большая часть ванадия поступает в организм с пищевыми продуктами растительного происхождения. В связи с этим необходим систематический контроль за его содержанием в почвах агроландшафтов. При этом для почв России приняты следующие гигиенические ограничения [2]: ПДК валового содержания – 150 мг/кг, кислоторастворимой формы – 80 мг/кг. Верхний уровень содержания ванадия в рационе питания человека не определён, хотя имеется информация о том, что токсичная доза элемента составляет 0,25 мг, а летальная – 2,4 мг [6]. Предельное содержание ванадия в кормах животных равно 5 мг/кг сух. массы.

Несмотря на то, что ванадий является важным микроэлементом, информации о его распределении и поведении в почвах агроландшафтов, особенно Ростовской области, крайне недостаточно. Данное обстоятельство и послужило поводом для подготовки настоящей статьи. Материалом для неё послужили результаты площадного почвенно-геохимического опробования территории Ростовской области в масштабе 1:500000 и выборочного эколого-геохимического обследования 44 агропредприятий, расположенных в разных природно-климатических зонах и отличающихся технологией сельскохозяйственного производства. Ванадий в почвах определялся методом атомно-абсорбционной спектрометрии. Исследования проводились на атомно-абсорбционном спектрометре «Perkin-Elmer» с чувствительностью 0,1 мг/кг. Для оценки фоновых содержаний элемента использовано 48 проб почв естественных степных ландшафтов, достаточно удалённых от техногенных источников загрязнения. Для чернозёмов и каштановых почв они составили соответственно 96 и 99 мг/кг, что близко кларку ванадия в почвах (100 мг/кг) по А. П. Виноградову.

Картина пространственного распределения ванадия в почвах Ростовской области представлена на рисунке 1. Как видно, ванадий в почвенном покрове распределён неравномерно. При этом чётко выделяются три зоны, отличающиеся друг от друга плотностью расположения «пятен» с высокими содержаниями элемента (более 120 мг/кг). В первой из них, юго-восточной, выявлено наибольшее число таких «пятен», они имеют изометричную форму и отличаются относительно равномерным распределением по площади. Территориально эта зона приурочена к зоне развития каштановых почв. Вторая зона охватывает южную и юго-западную части Ростовской области, где распространены чернозёмы обыкновенные. Здесь выявлено 5 участков с наибольшими содержаниями в почвах ванадия, три из которых расположены севернее городов Ростов-на-Дону и Новочеркасск, два – на южной её окраине в бассейне р. Егорлык. Наконец, третья зона, занимающая западную и северную части территории области, где распространены чернозёмы южные, характеризуется наименьшими концентрациями ванадия. Таким образом, выявленная нами зональность в пространственном распределении ванадия в почвенном покрове совпадает с почвенной зональностью, что подтверждается и данными таблицы 1, в которой приведено содержание

Таблица 1

Содержание ванадия в разных типах почв агроландшафтов

Тип почв	Подтип почв	n	Ванадий			Региональный фон, мг/кг
			lim	среднее	V, %	
Чернозёмы	чернозёмы в целом	571	31–176	95±14	22	96
	чернозёмы южные	315	48–156	93±15	21	
	чернозёмы обыкновенные	259	31–176	96±14	23	
Каштановые	каштановые в целом	270	42–180	105±18	30	99
	светло-каштановые	68	50–146	103±9	24	
	каштановые	120	42–150	106±20	30	
	тёмно-каштановые	78	51–180	107±16	23	

Примечание: n – число проб; lim – пределы содержания ванадия; V – коэффициент вариации.

элемента в основных типах и подтипах почв Ростовской области. Как видно, каштановые почвы в целом по содержанию V (в среднем 105 мг/кг) заметно превосходят чернозёмы (95 мг/кг). Среди каштановых почв наибольшими количествами ванадия характеризуются тёмно-каштановые их подтипы (107 мг/кг), а

наименьшим – светло-каштановые (103 мг/кг). Если сравнить приведённые цифры с фоновыми значениями ванадия в почвах (96 мг/кг в чернозёмах и 99 мг/кг в каштановых), то окажется, что чернозёмы агроландшафтов содержат ванадий в сопоставимых количествах, а каштановые – немного выше фоновых.

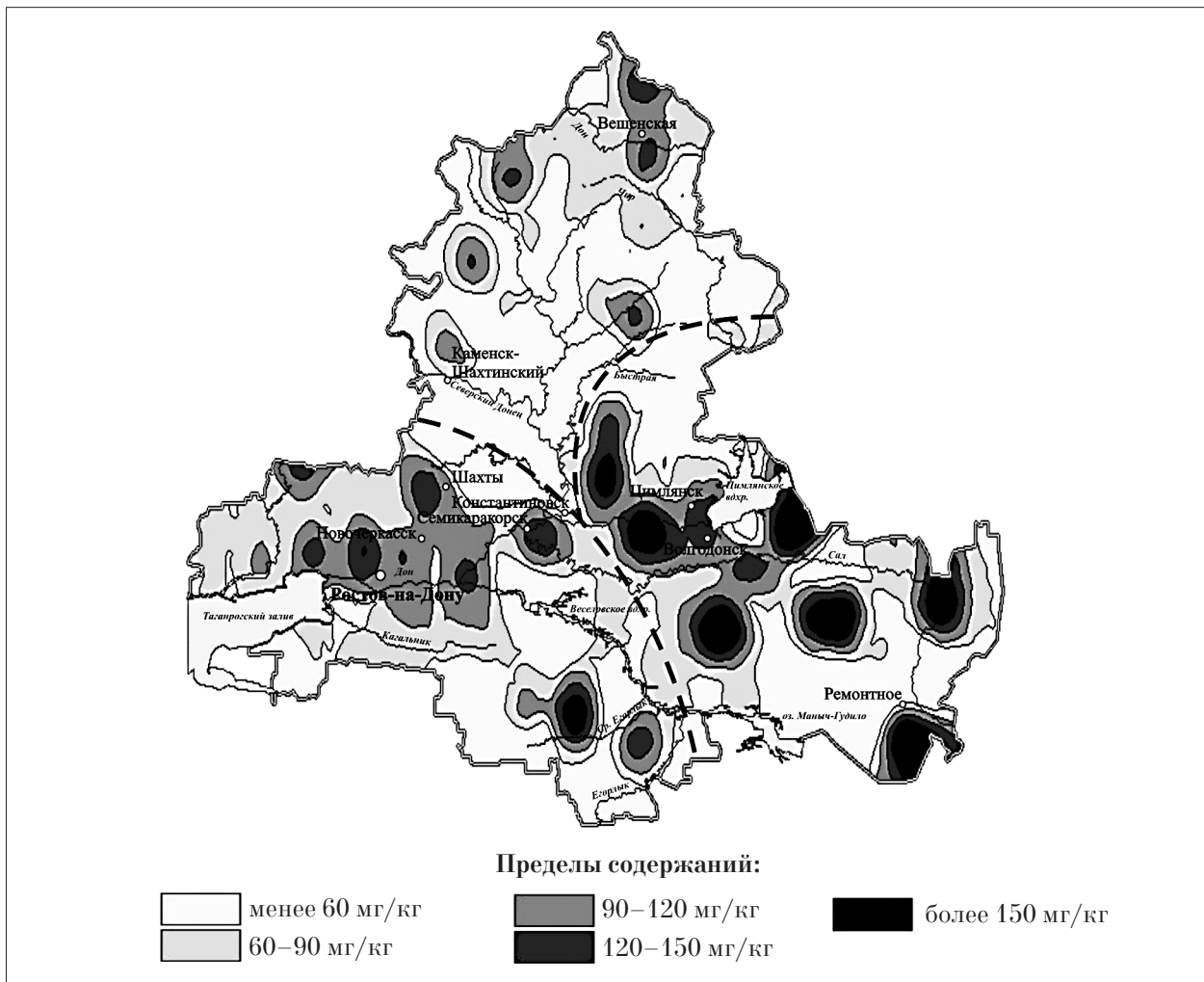


Рис. 1. Распределение ванадия в верхнем почвенном горизонте Ростовской области

Как известно, почвы приобретают характерные для них содержания и профильное распределение микроэлементов в результате преобразования исходных пород почвообразовательным процессом. Следовательно, региональные геохимические особенности почвенного покрова в значительной мере определяются литохимической природой почвома-теринских пород. В таблице 2 приведено содержание ванадия в почвах самых распространённых богарных ландшафтов, в зависимости от генезиса и состава почвоподстилающих пород. Из табличных данных следует, что ванадий концентрируется в почвах, сформированных по терригенным породам каменноугольного возраста, но особенно заметно – по четвертичным засоленным морским и лиманным глинам, супесям и суглинкам, широко распространённым на юго-востоке Ростовской области в зоне развития каштановых почв. Другие же породы создают обстановку, благоприятную для формирования почв с содержанием элемента, близкими фоновым. Таким образом, почвоподстилающие породы оказывают определённое, а в отдельных случаях решающее влияние на концентрацию металла в почвах, что было подчёркнуто ранее [1].

На первый взгляд может показаться, что сельскохозяйственное производство в целом не сопровождается заметным изменением со-

держания данного элемента в почвенном покрове. Однако более детальное изучение агроландшафтов показало, что различные сельскохозяйственные технологии оказывают существенное, хотя и неоднозначное влияние на распределение ванадия в почвах.

Как видно из таблицы 3, почвы полеводческих ландшафтов заметно обогащены ванадием в сравнении с почвами животноводческих (пастбищ и сенокосов). Следовательно, выпас скота и сенокосы сопровождаются обеднением почв ванадием. По подсчётам В. А. Алексеенко [1], количество выносимого из почв ванадия может достигать 10 т/км². Среди полеводческих ландшафтов абсолютными лидерами по содержанию ванадия в почвах являются рисовые чеки (78–180 мг/кг, в среднем 124 мг/кг). За ними следуют овощные плантации, в почвах которых содержание элемента изменяется в пределах 42–176 мг/кг, составляя в среднем 105 мг/кг. Наименьшее же количество ванадия установлено в почвах садов (в среднем 95 мг/кг) и виноградников (в среднем 92 мг/кг). Почвы богарных пашен занимают промежуточное положение среди агроландшафтов по содержанию данного элемента (в среднем 101 мг/кг).

Учитывая неодинаковые фоновые содержания ванадия в чернозёмах и каштановых почвах Ростовской области, нами предпринята

Таблица 2

Изменение концентрации ванадия в верхнем слое чернозёмов и каштановых почв богарных ландшафтов, отличающихся по составу и возрасту почвоподстилающих пород

Почвоподстилающие породы	Возраст пород	n	Ванадий		
			lim	среднее	V, %
			мг/кг		
Чернозёмы					
Эоловые, эолово-делювиальные и аллювиальные суглинки, глины, супеси и пески	Четвертичный	214	31–148	95±15	19
Карбонатно-терригенные: песчаники и алевролиты, мергели и известняки	Неогеновый	16	82–110	97±12	13
Терригенно-карбонатные: известняки, мергели, песчаники и алевролиты	Меловой	14	78–104	88±12	12
Терригенные песчаники и алевролиты	Каменноугольный	12	100–106	104±2	2
Карбонатно-терригенные известняки, мергели, песчаники и алевролиты		13	83–104	94±13	14
Каштановые почвы					
Эоловые, эолово-делювиальные и аллювиальные суглинки, глины, супеси и пески в разной степени засоления	Четвертичный	83	42–150	106±19	27
Морские и лиманные глины, супеси, суглинки, часто засоленные, с прослоями глиногипсов		65	50–156	115±21	25

Примечание: n – число проб; lim – пределы содержания ванадия; V – коэффициент вариации.

Таблица 3

Содержание ванадия в почвах различных типов агроландшафтов

Тип агроландшафтов	Подтип агроландшафтов	n	Ванадий		V, %
			lim	среднее	
			мг/кг		
Полеводческие	Немелиорируемые (богарная пашня)	417	31–156	101±15	23
	Мелиорируемые <i>орошаемые:</i>				
	– овощные плантации	26	42–176	105±17	22
	– сады	27	78–114	95±12	11
	– виноградники	21	52–104	92±14	17
	<i>периодически заливаемые</i> (рисовые чеки)	31	78–180	124±11	23
Животноводческие	Пастбища и сенокосы	401	44–135	77±14	19

Примечание: n – число проб; lim – пределы содержания ванадия; V – коэффициент вариации.

Таблица 4

Средние значения коэффициента накопления (K_n) ванадия в чернозёмах и каштановых почвах различных типов агроландшафтов

Тип агроландшафтов	Подтип ландшафтов	Коэффициент накопления ванадия	
		чернозёмы	каштановые
Полеводческие	Немелиорируемые (богарная пашня)	0,99	1,11
	Мелиорируемые <i>орошаемые:</i>		
	– овощные плантации	1,04	1,13
	– сады	0,99	–
	– виноградники	0,94	0,94
	<i>периодически заливаемые</i> (рисовые чеки)	1,16	1,36
Животноводческие	Пастбища и сенокосы	0,81	0,76

попытка оценить влияние физико-химических особенностей разных типов почв на поведение элемента в процессе сельскохозяйственного производства. В таблице 4 приведены средние значения коэффициента накопления (K_n) ванадия в чернозёмах и каштановых почвах (по отношению к его фоновым содержаниям), развитых в пределах сельхозугодий, отличающихся особенностями агротехнических приёмов и биологического круговорота. Как видно из приведённых данных, использование чернозёмных почв под богарную пашню (выращивание зерновых культур), овощные плантации и сады не изменяют содержание в них ванадия (K_n близок к единице). В других случаях чернозёмы либо теряют ванадий (незначительно – под виноградниками, интенсивно – при выпасе скота и сенокосах), либо обогащаются этим элементом (рисовые чеки). Что же касается каштановых почв, то в процессе их сельскохозяйственного использования они, в отличие от чернозёмов, проявляют

способность к накоплению ванадия, особенно при выращивании риса. Исключением, как и следовало ожидать, являются почвы пастбищ и сенокосов, которые существенно обедняются ванадием за счёт изъятия ежегодного прироста из ландшафта.

Особого внимания заслуживает факт резкого увеличения количества ванадия в почвах рисовых чеков, что можно объяснить не только активным внесением удобрений и пестицидов, но и спецификой геохимических процессов, сопровождающих технологию возделывания риса. Дело в том, что рисовые чеки – это агроландшафты с нестабильным гидродинамическим режимом, неустойчивыми окислительно-восстановительным потенциалом и щелочно-кислотной обстановкой, переменным химизмом почвенных растворов [7, 8]. В них формируются очень контрастные условия миграции химических элементов, способствующие образованию в почвах комплексных геохимических барьеров, на которых даже

при отсутствии активного привноса, в условиях изначально фонового распределения, могли образоваться достаточно выразительные аномалии ванадия и других элементов.

Таким образом, проведённые исследования позволяют сделать следующие выводы.

1. Пространственное распределение ванадия в почвенном покрове Ростовской области имеет неравномерный характер и в целом контролируется почвенной зональностью. При этом участки с аномальными содержаниями элемента чаще всего встречаются в зоне распространения каштановых почв, в то время как в чернозёмах обыкновенных он присутствует на уровне фоновых значений, а в чернозёмах южных, как правило, ниже фона.

2. Неравномерный характер распределения ванадия в почвах изначально связан с литохимическими особенностями почвообразующих пород. Выявлено, что на юго-востоке Ростовской области каштановые почвы, сформированные на засоленных морских и лиманных глинах, суглинках и супесях, отличаются наибольшим содержанием элемента, в то время как наименьшее его количество установлено в чернозёмах, развитых на меловых терригенно-карбонатных подстилающих образованиях.

3. Сельскохозяйственное использование естественных (степных) ландшафтов нарушает унаследованный от материнских пород характер пространственного распределения ванадия в почвенном покрове. При этом тенденции изменений, происходящих в агроландшафтах, определяются особенностями агротехнических приёмов и биологического круговорота.

4. Наиболее благоприятные для накопления ванадия условия создаются в почвах ри-

совых чеков, особенно в каштановой зоне, где средняя величина коэффициента накопления элемента составляет 1,4, а максимальная – приближается к 2. Важно подчеркнуть, что склонность к накоплению ванадия проявляют каштановые почвы и других полеводческих агроландшафтов, как орошаемых (овощные плантации), так и неорошаемых (богарные пашни). Следовательно, именно каштановые почвы агроландшафтов юго-востока Ростовской области являются основными поглотителями и накопителями ванадия. Данное обстоятельство диктует необходимость систематического контроля за его содержанием в этих почвах.

Литература

1. Металлы в окружающей среде. Почвы геохимических ландшафтов Ростовской области. М.: Логос, 2002. 312 с.
2. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжёлые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229с.
3. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
4. Москалев Ю.И. Минеральный обмен. М.: Медицина, 1985. 288с.
5. Ванадий и его роль в загрязнении окружающей среды. М., 1978. 288с.
6. Архипов И.А. Распределение ванадия в почвообразующих породах и почвах Алтая : дис. ... канд. геогр. наук. Барнаул, 2005. 124 с.
7. Вальков В.Ф., Штомпель Ю.А., Трубилин И.Т., Котляров И.С., Соляник Г.М. Почвы Краснодарского края, их использование и охрана. Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦ ВШ, 1996. 192 с.
8. Дьяченко В.В. Геохимия, систематика и оценка состояния ландшафтов Северного Кавказа. Ростов-на-Дону, 2004. 267с.

Оценка токсических эффектов метилфосфоновой кислоты по ответным биохимическим реакциям фототрофных организмов

© 2013. Е. В. Коваль¹, аспирант, Л. С. Свинолупова¹, аспирант, С. Ю. Огородникова^{1,2}, к.б.н., доцент, с.н.с.,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: svetao_05@mail.ru

Изучены ответные биохимические реакции природных биоплёнок с доминированием *Nostoc commune* и семян ячменя при прорастании на действие метилфосфоновой кислоты (МФК). Установлено, что МФК инициирует окислительные процессы в клетках цианобактерий, что проявляется в накоплении продуктов перекисного окисления липидов и снижении содержания хлорофилла *a*. Проращивание семян в присутствии МФК приводит к снижению активности пероксидаз в семенах, жизнеспособности и всхожести семян ячменя. Изученные биохимические показатели могут быть использованы для разработки методов биодиагностики природных сред, загрязнённых МФК.

Response biochemical reactions of natural biofilms with dominating of *Nostoc commune* and barley seeds during germination to methylphosphonic acid (MPA) are studied. It is found out that MPA initiates oxidative processes in cyanobacteria cells, which results in accumulation of lipid peroxidation products and decrease of chlorophyll *a* content. Seed germination in presence of MPA reduces peroxidase activity in seeds, as well as barley viability and germination. The biochemical parameters under research can be used to develop methods biodiagnostics of natural environments contaminated with MPA.

Ключевые слова: метилфосфоновая кислота, семена ячменя, биоплёнки цианобактерий, пероксидаза, перекисное окисление липидов, хлорофилл *a*, жизнеспособность семян

Keywords: methylphosphonic acid, barley seeds, cyanobacteria biofilms, peroxidase, lipid peroxidation, chlorophyll *a*, seed viability

В настоящее время является актуальной проблема загрязнения окружающей среды токсичными органическими соединениями. Метилфосфоновая кислота (МФК) – фосфорорганический ксенобиотик, благодаря наличию в молекуле связи С–Р отличается повышенной персистентностью и сохраняется в почве десятилетиями [1]. МФК – это конечный продукт гидролиза изопропилового и пинаколилового эфира метилфосфоновой кислоты, которые образуются при разложении зарина и зомана [2, 3]. МФК является универсальным маркером фосфорорганических отравляющих веществ. Её содержание может быть отмечено вблизи объектов по уничтожению химического оружия (при эксплуатации, а также при аварийных сбросах), на сельскохозяйственных территориях, применявших средства защиты растений, имеющих в составе производные МФК (фосфорорганические пестициды). Ориентировочная допустимая концентрация метилфосфоновой кислоты в почве населённых мест районов размещения объектов по хранению и уничтожению химического ору-

жия составляет 0,22 мг/кг [4]. Класс опасности – 3 [4].

Растительные организмы являются удобными объектами для проведения биоиндикационных исследований. Ранее было показано, что МФК вызывает изменения на биохимическом уровне: активацию пероксидаз, накопление веществ с антиоксидантными свойствами, интенсификацию процессов перекисного окисления липидов в растительных тканях и усиление экзоосмоса электролитов из корней культурных и дикорастущих растений [5, 6].

МФК оказывает влияние на почвенную фототрофную микробиоту – водоросли и цианобактерии [7]. Установлено, что кислота стимулирует развитие цианобактерий, в которых заканчивается цикл превращения МФК. Для представителей микробиоты отмечены колебания длины мицелия и количества спорул [8]. МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ –0,01 моль/л) оказывает токсическое действие на тест-культуру *Chlorella vulgaris* [9].

МФК вызывает снижение содержания гликогена в печени и мышцах лабораторных

мышей, олигопептидов в плазме и эритроцитной массе; увеличение содержания креатинфосфата, общего белка и активности лактатдегидрогеназы [10].

Целью работы было изучить ответные реакции фототрофных организмов на действие метилфосфоновой кислоты с перспективой разработки методов биодиагностики природных сред, загрязнённых поллютантом.

Объекты и методы

Объектами исследования были выбраны фототрофные организмы: цианобактерии (природные биоплёнки с доминированием *Nostoc commune*) и растения ячменя сорта Новичок.

Изучали токсичность МФК для цианобактерий (ЦБ) в широком диапазоне концентраций: $1 \cdot 10^{-5}$; $1 \cdot 10^{-4}$; $2,5 \cdot 10^{-4}$; $5 \cdot 10^{-4}$; $7,5 \cdot 10^{-4}$; $1 \cdot 10^{-3}$; $4 \cdot 10^{-3}$; $8 \cdot 10^{-3}$; $4 \cdot 10^{-2}$; $1 \cdot 10^{-1}$ моль/л. Данные биоплёнки отобраны у авто- и железной дороги в городе Дзержинске Кондаковой Л. В. в 2006 г. и хранились в сухом виде. В 2011 г. они были активизированы на среде Громова № 6 без азота. После этого видовой состав включал: *Nostoc commune*, *Nostoc punctiforme*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Plectonema nostocorum*. Возраст культуры – два месяца, перед опытом биоплёнки гомогенизировали.

Изучали влияние МФК на интенсивность процессов перекисного окисления липидов и уровень хлорофилла а в гомогенате биоплёнок водорослей. В гомогенат ЦБ (объём 0,7 мл) помещали водный раствор МФК (объёмом 3 мл), выдерживали в течение суток. Содержание хлорофилла а в гомогенате биоплёнок оценивали спектрофотометрически при длинах волн 665 и 750 нм [11]. Интенсивность перекисного окисления липидов (ПОЛ) анализировали по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с малоновым диальдегидом (МДА), образующимся в процессе ПОЛ. За основу была взята методика определения ПОЛ в растительных тканях [12], в нашей модификации.

Изучали эффекты водных растворов МФК (0,01; 0,02; 0,03; 0,04; 0,05; 0,06; 0,07; 0,08; 0,09; 0,1 моль/л) на семена ячменя по показателям: активность пероксидаз в семенах, жизнеспособность семян, всхожесть семян. Опыты проводили в лабораторных условиях при температуре воздуха +22 °С, в трёхкратной повторности. Контроль – дистиллированная вода.

Активность пероксидаз оценивали по накоплению продуктов окисления гваякола [13]. Оценку жизнеспособности семян проводили

по методу, основанному на способности дегидрогеназ живых клеток восстанавливать бесцветный раствор хлористого тетразола в фармазан [14]. Определение всхожести семян проводили по стандартной методике в чашках Петри в течение 7 дней [15].

Для приготовления растворов использовали метилфосфоновую кислоту фирмы Lancaster (Англия), содержащую 98% действующего вещества.

Полученные данные обрабатывали с использованием стандартных статистических методов [16].

Результаты и обсуждение

Ответные биохимические реакции ЦБ на действие МФК

Цианобактерии рода *Nostoc* постоянно присутствуют в почвенных и водных экосистемах и часто становятся эдификаторами фототрофных микробных ценозов. Массовое развитие ностоков в природе делает их привлекательным объектом в исследованиях, связанных с биомониторингом антропогенно загрязнённых сред. Интерес вызывает возможность использования ЦБ этого рода в качестве организмов-индикаторов и тест-организмов на определённые виды загрязнения окружающей среды. Показано влияние поллютантов разной химической природы на биохимические показатели ЦБ [17].

В модельных опытах изучена токсичность разных концентраций МФК ($1 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-1}$ моль/л) для ЦБ. Установлено, что МФК в концентрациях $1 \cdot 10^{-1}$ – $4 \cdot 10^{-3}$ моль/л оказывала летальное действие на ЦБ, через сутки после инкубации с токсикантом отмечали разрушение хлорофилла и гибель клеток.

МФК в концентрациях $1 \cdot 10^{-3}$ моль/л и ниже не вызывала гибели ЦБ, однако инициировала процессы ПОЛ в клетках (рис. 1). Известно, что действие неблагоприятных факторов на фототрофные организмы вызывает интенсификацию окислительных процессов, накопление активных форм кислорода, что приводит к окислительным повреждениям макромолекул. Ранее было показано, что поллютанты разной химической природы (тяжёлые металлы, хлорид натрия, трефлан, бензин) вызывают возрастание интенсивности процессов ПОЛ [18].

МФК в концентрациях $1 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-4}$ моль/л вызывала накопление продукта ПОЛ в среднем на 20% по сравнению с контролем.

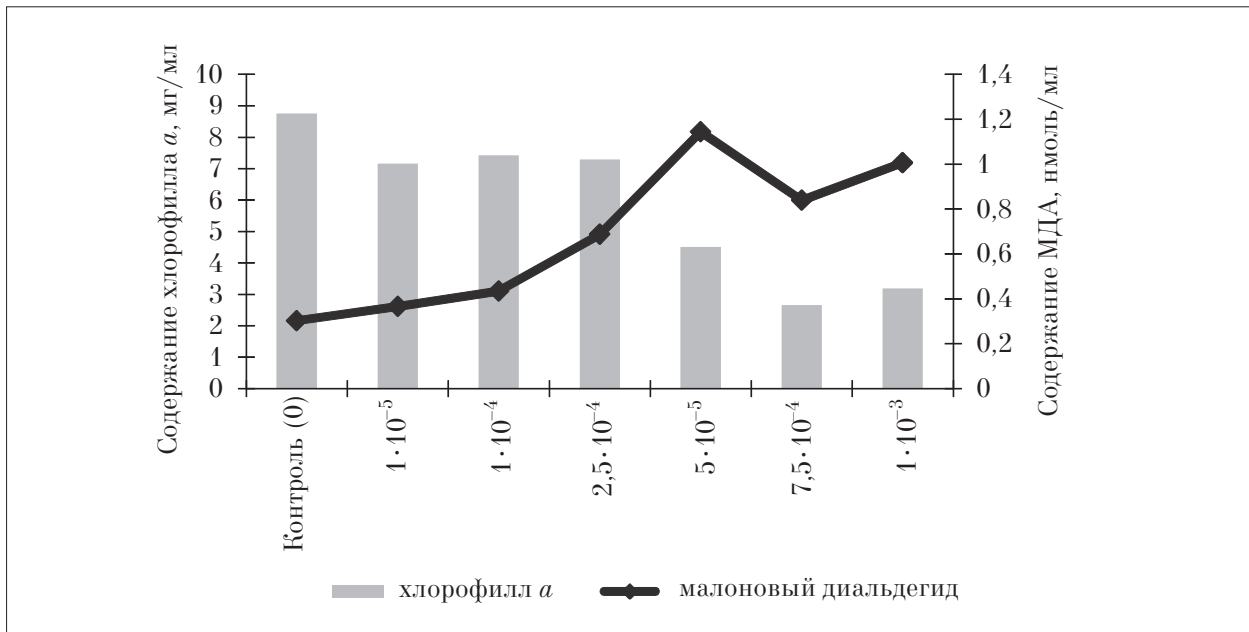


Рис. 1. Содержание хлорофилла a и малонового диальдегида в клетках ЦБ через сутки после инкубации на растворах метилфосфоновой кислоты

С ростом концентрации МФК отмечали существенное возрастание интенсивности процессов ПОЛ. Под влиянием МФК $5 \cdot 10^{-4}$ – $1 \cdot 10^{-3}$ моль/л уровень малонового диальдегида в клетках возрастал в 2,7–3,8 раза по сравнению с ЦБ, которые не подвергались обработке токсикантом.

Известно, что ПОЛ является одним из процессов разрушения мембранных липидов и приводит к нарушению функционирования клеток. По-видимому, летальное действие на клетки ЦБ высоких концентраций МФК $4 \cdot 10^{-3}$ моль/л и выше происходит в результате окислительной деградации органических макромолекул, в том числе и мембран.

МФК вызывала снижение содержания хлорофилла a в клетках ЦБ. Под влиянием МФК в концентрациях $1 \cdot 10^{-5}$ – $2,5 \cdot 10^{-4}$ моль/л уровень хлорофилла снижался в среднем на 17% по сравнению с контролем. Действие МФК в более высоких концентрациях приводило к серьёзным нарушениям в пигментном комплексе, концентрация хлорофилла снижалась на 30–50% по сравнению с контрольным уровнем.

Выявлена тесная отрицательная корреляция между данными по интенсивности процессов ПОЛ и результатами по содержанию хлорофилла a в клетках ЦБ ($r = -0,83$). Снижение содержания хлорофилла в клетках цианобактерий в присутствии МФК, вероятно, является следствием окислительной деградации мембранных липидов и угнетения про-

цессов биосинтеза хлорофилла в стрессовых условиях.

Ответные биохимические реакции семян ячменя сорта Новичок на действие МФК

Семена растений в отсутствие воды и при низкой температуре находятся в состоянии вынужденного покоя, однако с возрастанием оводнённости в семенах активируются основные метаболические процессы, повышается интенсивность дыхания [19]. Период прорастания делится на три этапа: 1) активация метаболизма (этап физического набухания); 2) подготовка к началу роста растяжением (наклёвывание семян за счёт перехода к растяжению клеток осевых органов зародыша); 3) собственно рост органов проростка [20]. Набухание и прорастание семян всегда сопровождается активированием окислительных процессов. Дегидрогеназы и пероксидазы участвуют в адаптационных механизмах растений, произрастающих в экстремальных условиях. При этом ферменты необходимы прежде всего для сохранения жизнеспособности семян и при запуске процессов, связанных с их прорастанием [21].

Установлено, что прорастание семян в присутствии МФК в изучаемом диапазоне концентраций (0,01–0,1 моль/л) сопровождалось изменением активности ферментов оксидоредуктаз. В ходе эксперимента была выявлена тесная корреляция ($r = 0,99$) между активностью пероксидаз в семенах и жиз-

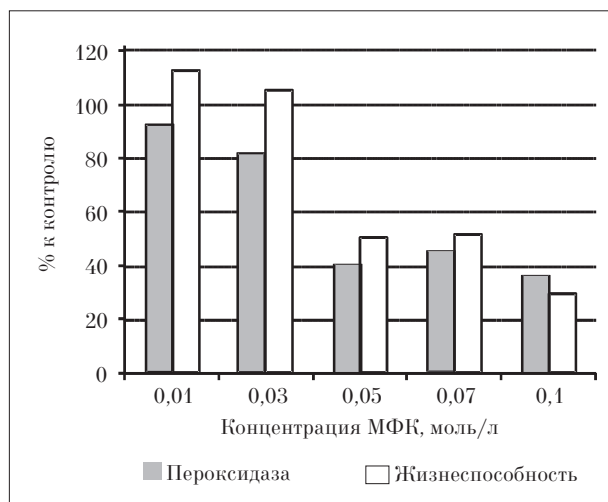


Рис. 2. Влияние метилфосфоновой кислоты на активность пероксидаз и жизнеспособность семян

неспособностью семян, которую оценивали по активности дегидрогеназ (рис. 2).

МФК в концентрациях 0,01 и 0,03 моль/л вызывала снижение активности пероксидаз в семенах ячменя на 8–15%, жизнеспособность семян (активность дегидрогеназ), напротив, незначительно возрастала. Более высокие концентрации МФК 0,05-0,1 моль/л приводили к существенному снижению активности пероксидаз и жизнеспособности семян ячменя.

Пероксидаза – стрессовый фермент растений, который участвует в метаболических процессах, происходящих во время покоя семян и в период их активного прорастания. Фермент является показателем протекания аэробных метаболических процессов в семенах, а его активность увеличивается при их прорастании [22]. Угнетение пероксидаз в семенах под влиянием МФК свидетельствует о снижении активности антиоксидантной системы и коррелирует с понижением жизнеспособности зерновок.

Биохимические изменения, вызванные присутствием МФК в среде для проращивания семян, привели к снижению их всхожести на 7-е сутки эксперимента. Всхожесть семян при действии МФК в концентрации 0,02 и 0,04 моль/л была ниже, чем в контроле, на 25% и 60% соответственно. МФК в более высоких концентрациях (0,06 и 0,1 моль/л) вызывала гибель семян.

Заключение

Метилфосфоновая кислота является одним из фосфорорганических поллютантов, устойчивых к разложению в окружающей сре-

де. Перспективным является направление разработки экспрессных методов биодиагностики природных сред на присутствие МФК. Известно, что в первую очередь на действие неблагоприятных факторов реагируют ферментные системы, происходят изменения в про/антиоксидантной системе клеток. Для опытов были использованы многовидовые природные биоплёнки с доминированием *Nostoc commune*, которые повсеместно встречаются в природе. В модельных опытах на природных биоплёнках показано, что в течение суток происходит значительное возрастание интенсивности процессов ПОЛ. Выявлена чёткая зависимость между концентрацией МФК и накоплением продукта ПОЛ – малонового диальдегида в клетках ЦБ. Активация окислительных процессов в клетках ЦБ сопровождалась нарушениями в пигментном комплексе – снижении уровня хлорофилла *a*. Изученные показатели – интенсивность ПОЛ и содержание хлорофилла *a* в клетках ЦБ – могут быть использованы для экспресс-диагностики загрязнения природных сред МФК.

В опытах на семенах ячменя было изучено влияние МФК на активность антиоксидантного фермента – пероксидазы и жизнеспособность семян. Показано, что инкубация семян в течение суток на растворах МФК в концентрациях 0,01 и 0,03 моль/л не вызывает угнетение данных показателей. Более высокие концентрации МФК приводят к снижению активности фермента и жизнеспособности семян. В результате длительного (7 суток) выдерживания семян на растворах МФК в концентрациях 0,06 моль/л и выше происходят необратимые изменения в функциональном состоянии семян, что приводит к их гибели.

Для диагностики загрязнения природной среды МФК целесообразно использовать показатели состояния антиоксидантной системы фототрофных организмов, которые быстро реагируют на присутствие в среде неблагоприятного фактора.

Литература

1. Савельева Е.И., Зенкевич И.Г., Кузнецова Т.А., Радиллов А.С., Пшеничная Г.В. Исследование продуктов превращений фосфорорганических отравляющих веществ методом газовой хроматографии – масс-спектрометрии // Российский химический журнал. 2002. Т. 46. № 6. С. 82–91.
2. Франке З. Химия отравляющих веществ. М.: Химия, 1973. Т. 1. 440 с.

3. Александров В.Н., Емельянов В.И. Огравляющие вещества. М.: Военное издательство, 1990. 320 с.
4. ГН 2.1.7.2609 – 10. «Ориентировочная допустимая концентрация (ОДК) метилфосфоновой кислоты в почве населённых мест районов размещения объектов по хранению и уничтожению химического оружия».
5. Огородникова С.Ю., Головки Т.К., Ашихмина Т.Я. Реакции растений на фосфорорганический ксенобиотик – метилфосфоновою кислоту. Сыктывкар, 2004. 24 с.
6. Огородникова С. Ю., Головки Т.К., Ашихмина Т.Я. Реакции растений на действие метилфосфоновой кислоты // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 1. С. 78–83.
7. Ашихмина Т.Я., Кондакова Л.В., Домрачева Л.И., Огородникова С.Ю. Метилфосфоновая кислота как регулятор биологических процессов в экологических системах: действие на микроорганизмы, ферментативную активность и высшие растения // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 78–87.
8. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И., Огородникова С.Ю., Ашихмина Т. Я. Инварианты организации фототрофных микробных сообществ дерново-подзолистой почвы при действии метилфосфоновой кислоты // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты: Материалы Всерос. науч. школы. Киров: «Старая Вятка». 2005. С. 62–65.
9. Панфилова И. В., Бородин Н. В., Ашихмина Т. Я. Изучение воздействия различных концентраций метилфосфоновой кислоты на *Chlorella vulgaris* // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы I областной науч.-практич. конф. молодёжи. Киров: Типография «Старая Вятка», 2006. С. 157.
10. Плотникова О. М., Матвеев Н. Н., Корепин А. М., Дуплякина И. В. Биохимические показатели лабораторных мышей в зависимости от времени интоксикации метилфосфонатом // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 1. С. 81–86.
11. Standard procedure for the determination of chlorophyll a by spectroscopic methods. Institute of Marine Research. Norway, 2000. 25 p.
12. Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2002. 208 с.
13. Методы биохимического исследования растений / Под ред. А. И. Ермакова. Л.: Агропромиздат, 1987. 430 с.
14. ГОСТ 12039-82 Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения жизнеспособности.
15. ГОСТ 12038-84 Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения всхожести
16. Лакин Г. Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1973. 343 с.
17. Домрачева Л.И., Фокина А.И., Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Кондакова Л.В. Адаптационные реакции микроорганизмов на стрессовые воздействия // Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. С. 180–231.
18. Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Березин Г.И., Домрачева Л.И., Калинин А.А. Реакция различных видов цианобактерий рода *Nostoc* на действие токсикантов // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы международной научно-практической конференции, посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э.А. Штиной. Киров: Вят.ГСХА, 2010. С. 216–221.
19. Николаева М.Г., Разумова М.В., Гладкова В.Н. Справочник по проращиванию покоящихся семян. Л., 1985. 348 с.
20. Обручева Н.В., Антипова О.В. Физиология инициации прорастания семян // Физиология растений. 1997. Т. 44. № 2. С. 287–302.
21. Рогожин В.В. Физиолого-биохимические механизмы формирования гипобиотических состояний высших растений: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Иркутск. 2000. 59 с.
22. Верхотуров В.В. Физиолого-биохимические процессы в зерновках ячменя и пшеницы при их хранении, прорастании и переработке: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Москва. 2008. 40 с.

Состав и структура альгоценозов северотаёжных экосистем на различных элементах рельефа в условиях техногенной нагрузки

© 2013. Р. Р. Кабиров¹, д.б.н., зав. кафедрой, Т. В. Черненкова², д.б.н., в.н.с., Н. В. Суханова¹, к.б.н., доцент, Н. А. Шмелев³, к.б.н., доцент,
¹Башкирский государственный педагогический университет им. М. Акмуллы,
²Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН,
³Бирская государственная социально-педагогическая академия,
 e-mail: kkabirov@yandex.ru, chernenkova50@mail.ru, reptil11@yandex.ru

Проведён сравнительный анализ альгоценозов, находящихся на разном расстоянии от металлургического комбината «Североникель» и расположенных на различных элементах рельефа. Показано, что на обследованной территории наблюдается мозаика альгоценозов. Ярко выраженного влияния техногенного загрязнения и рельефа на состав и структуру изученных альгоценозов не обнаружено.

There was made a comparative analysis of algocenoses differently distanced from «Severonickel» metallurgical plant and located on various landscape elements. A mosaic of algocenoses exists on the investigated territory. No particular influence of technogenic pollution, as well as of the relief peculiarities, on structure and composition of the investigated algocenoses was found out.

Ключевые слова: почвенные водоросли, альгоценоз, экологические факторы, сходство альгоценозов

Key words: soil algae, algocenoses, ecological factors, algocenoses similarities

Изучению структуры и динамики различных компонентов северотаёжных экосистем в условиях влияния крупных промышленных производств посвящено немало работ. Имеется много данных по оценке состояния растительных сообществ в условиях техногенно-нарушенных ландшафтов [1], почвенной мезофауны [2], мелких млекопитающих [3]. Есть работы по почвенным водорослям [4, 5]. Однако этих сведений явно недостаточно для понимания роли альгокомпонента в северотаёжных экосистемах.

Целью данной работы является исследование состава и структуры альгоценозов северотаёжных экосистем на различных элементах рельефа в условиях техногенной нагрузки.

Материал и методика

Исследования проводились в окрестностях металлургического комбината «Североникель» (Мончегорский р-н, Мурманская обл.). Данная территория целиком расположена за полярным кругом в подзоне северной тайги и занята в основном еловыми и сосновыми мохово-кустарничковыми редкостойными лесами. Состояние ненарушенных ельников сравнительно простое: имеется один ярус,

характеризующийся сомкнутостью (0,2–0,4) и малыми полнотами (средний класс бонитета IV–V). Из-за небольшой сомкнутости древостоя присутствует постоянная примесь берёзы. Кроме древесного развиты ещё три яруса: кустарничковый (иногда он не выражен), травяно-кустарничковый и напочвенный, состоящий из мохообразных и лишайников. Общее проективное покрытие (ОПП) травяно-кустарничкового яруса в среднем составляет 70%. Моховой покров сплошной, формирует ОПП 90–100%; доминируют зелёные мхи. Лишайники встречаются постоянными вкраплениями в моховой покров, местами формируют отдельно выраженные лишайниковые синузиды. На деревьях обильны эпифитные лишайники. Основными ингредиентами токсического воздействия в исследуемом районе выступают тяжёлые металлы и сернистые соединения.

Отбор проб проводился в августе 2007 г. в ельниках чернично-зелёномошных на 4-х профилях. Они располагались на хорошо дренированных склонах с перепадом высот 120–300 м над уровнем моря вдоль трансекты длиной 65 км южного направления, соответствующего наибольшему поллютантному следу. Профиль 1 – удаление от комбината 18 км; профиль 2 – 30 км; профиль 3 – 50 км; профиль 4 – 14 км.

Пробы отбирали на трёх элементах рельефа: вершина профиля, середина профиля, нижняя точка профиля. Каждая проба состояла из 2-х образцов: AoL – опад+живые мхи и AoF – оторфяненный слой на глубину до 10 см. Некоторые пробы включали только 1 образец, т. к. AoL и AoF разделить не удавалось. Всего для анализа было собрано 109 образцов. При изучении видового состава водорослей использовали классические почвенно-альгологические методы: водные культуры и чашечные культуры со стёклами обрастания [6]. Обозначение жизненных форм (экобиоморф) приведено по классификации Э. А. Штиной [7, 8]. Степень развития водорослей оценивали по 15-бальной шкале обилия [9].

В таблице 1 приведены сводные данные по всем пробам соответствующего профиля. При этом в таблице для каждого вида указан максимальный балл обилия из всех имеющихся в соответствующих рабочих таблицах (они очень объёмны, поэтому в данной статье не представлены). Итоговая сумма баллов обилия для альгоценозов вычислена по этим максимальным показателям. Такой подход имеет свои достоинства и недостатки. К основным достоинствам следует отнести то, что по максимальному показателю в какой-то степени можно оценить потенциальную пригодность данной среды для конкретного вида. Один из недостатков – не учитывается встречаемость вида. Так, если на 6 площадках данного местообитания вид А встречался с баллами обилия: 5, 8, 11, 2, 2, 1, а вид Б только 1 раз, но с обилием 15 баллов, то в итоговой таблице для вида А будет указано 11 баллов, а для вида Б – 15 баллов.

Результаты и их обсуждение

Как и следовало ожидать, видовое разнообразие почвенных водорослей было небольшим. Преобладали одноклеточные зелёные, в основном из *Clamydomonadaceae*. Выявлено 3 вида жёлтозелёных и 3 вида диатомовых водорослей (табл. 1). К условиям, лимитирующим развитие почвенных водорослей в хвойных лесах, следует отнести неблагоприятное действие опада, кислотность, низкую интенсивность света, менее благоприятные условия увлажнения. Хвойный опад беден азотом, содержит альгостатические вещества, имеет кислую реакцию, его разлагают многочисленные гетеротрофные организмы, среди которых имеются антагонисты водорослей. Перечисленные факторы оказывают отбирающее действие на

почвенные водоросли и контролируют качественный состав и количественные параметры альгоценозов.

В то же время ряд видов зелёных и жёлтозелёных водорослей очень устойчив к затенению, пониженным значениям рН, недостаточной влажности. К таким видам следует отнести *Bracteacoccus minor*, *Chlorosarcinopsis minor*, *Chlamydomonas gelatinosa*, *Ch. gloeogama*, *Ch. peterfii*, *Ch. snowiae*, *Pleurochloris imitans*, *Ellipsoidion oocystoides*, *Gloeobotrys chlorinus*, *Heterococcus chodatii* и др. [10]. В целом на фоне относительной бедности флористического состава альгоценозов хвойных лесов таёжной зоны наблюдается их большое сходство в соотношении отдельных групп водорослей, состава доминирующих видов, состава экобиоморф.

В современной фитоценологии доминирует концепция континуума, согласно которой большинство растительных сообществ непрерывно переходят одно в другое [11]. В то же время в рамках этой концепции используется прагматический редукционизм, т. е. сведение континуальных явлений к системе дискретных единиц. Степень редукции, в первую очередь, определяется целями и задачами, которые ставит перед собой исследователь.

Желая установить изменения альгоценозов по вектору техногенной нагрузки и влияние на них рельефа, мы изучали альгоценозы, находящиеся на разном расстоянии от источника загрязнения и на разных элементах рельефа.

В данном исследовании эти альгоценозы можно рассматривать как отдельные дискретные сообщества, которые можно сравнивать между собой с использованием выбранных критериев.

Любое сообщество, в том числе и сообщество почвенных водорослей (альгоценоз), описывается набором определённых критериев. Альгоценоз – «природная группировка, сформировавшаяся в результате приспособления к определённому биотопу и в результате взаимодействия между членами биоценоза» [6]. Подробное описание альгоценоза с использованием большого набора качественных и количественных характеристик – очень трудоёмкая процедура. Чаще всего исследователи оперируют небольшим числом показателей, по которым сравнивают изучаемые альгоценозы. К таким показателям прежде всего относятся: видовой состав, состав доминантов и субдоминантов, таксономическая структура (число видов в родах, число родов в семействах

Таблица 1

Видовой состав почвенных водорослей на разных элементах рельефа

Виды водорослей	Элемент рельефа										ЖФ	Сводный видовой список			
	Вершина профиля					Середина профиля						Низ профиля	Верх	Сере- дина	Низ
	Вр-14	Вр-18	Вр-30	Вр-50	Ср-18	Ср-30	Ср-50	Нз-14	Нз-18	Нз-30					
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
CHLOROPHYTA															
<i>Bracteacoccus grandis</i> Bischoff et Bold	4	4		3	2		15		3			4	15	3	
<i>Chlamydomonas actinochloris</i> Deason et Bold	6			1				4				6		4	
<i>Ch. acutata</i> Korsch.									4				4		
<i>Ch. aggregata</i> Deason et Bold							4	4					4	4	
<i>Ch. atactogama</i> Korsch.	1		15	7	6	15		7		7		15	15	7	
<i>Ch. elliptica</i> Korsch.								4	2	2				4	
<i>Ch. gloeogama</i> Korsch.	3			13			4	4				13	4	4	
<i>Ch. globosa</i> Snow															
<i>Ch. intermedia</i> Chodat	5							3	8				5	8	
<i>Ch. isogama</i> Korsch.		6	15	2		14	15					15	15		
<i>Ch. neglecta</i> Korsch.				10			9					10	9		
<i>Ch. minima</i> Korsch.	15		15	15		10	10	15		3		15	10	15	
<i>Ch. noctigama</i> Korsch.															
<i>Ch. polichloris</i> Korsch.								2						2	
<i>Ch. reinhardtii</i> Dang.				15			5	4				15	5	4	
<i>Ch. snowiae</i> Printz															
<i>Chlorella minutissima</i> Fott et Novakova	2		7	15		9	7	10	10	7		15	7	10	
<i>Ch. vulgaris</i> Beijer.				6				6				6	6	6	
<i>Chlorococcum infusionum</i> Menegh.				14					6	6		14	6	6	
<i>Coccomyxa confluens</i> (Kutz.) Fott		3	4							10		4	4	10	
<i>C. solitariae</i> Chodat	12			5			8	15				12	8	15	
<i>Dityrococcus varians</i> Gern.					7									7	
<i>Hypnomonas ellipsoidea</i> Korsch.															

и порядках, число порядков в отделах); ведущие семейства, состав жизненных форм, обилие особей выявленных видов и ряд других характеристик.

Можно принять, что превращение одного альгоценоза в другой происходит при выполнении хотя бы одного из следующих условий:

1. Видовой состав изменяется более чем на 50%.
2. Происходят изменения в комплексе доминантов на уровне отделов.
3. Изменяется таксономическая структура альгоценоза на уровне отделов. Значимым следует считать появление или выпадение отделов, к которым относится 10% и более обнаруженных в альгоценозе видов.
4. Изменяется экологическая структура сообщества. Значимым следует считать выпадение или появление жизненных форм, к которым относятся 10 % и более видового состава альгоценоза [12, 13].

Исходя из принятых положений, проанализируем альгоценозы различных элементов рельефа. В качестве базового возьмём альгоценоз, расположенный на наибольшем удалении от Мончегорского комбината (50 км) на вершине профиля (Вр-50), и обозначим его как альгоценоз А. На расстоянии 30 км от комбината, на вершине профиля, сформировался альгоценоз Вр-30. У альгоценоза А (Вр-50) и альгоценоза Вр-30 одинаковый состав отделов (табл. 2) и состав экобиоморф. Они немного отличаются по составу доминантов, но все доминанты относятся к одному отделу. В принятой концепции эти отличия являются не существенными. Однако в альгоценозе Вр-30 видовое разнообразие снизилось на 53% по сравнению с альгоценозом А. В принятой концепции (видовой состав изменяется более чем на 50%) этот альгоценоз (Вр-30) является другим, не таким, как альгоценоз А. Обозначим его как альгоценоз Б.

Альгоценоз Вр-18 отличается от альгоценоза А по следующим параметрам: видовое разнообразие составляет только 20% от видового разнообразия альгоценоза А; из Вр-18 выпали две экобиоморфы (С и Х), к которым относятся 47% видов. Согласно 1 и 3 положениям (видовой состав изменяется более чем на 50%, значимым следует считать выпадение или появление жизненных форм, к которым относятся 10% и более видового состава альгоценоза) альгоценоз Вр-18 не является альгоценозом А. В тоже время он не является альгоценозом Б, так как от него он отличается, во-первых, выпадени-

ем из сообщества отдела жёлтозелёных водорослей, к которому в альгоценозе Б относится 14% общего видового разнообразия (т. е. больше 10%). Во-вторых, из альгоценоза Вр-18 выпали две экобиоморфы С и Х, к которым относится 56% видового разнообразия (табл. 2). Исходя из этого Вр-18 можно обозначить как альгоценоз В, не сходный с альгоценозами А и Б.

Альгоценоз Вр-14 отличается от альгоценоза А по составу отделов (табл. 2), однако это затрагивает только 7% видового разнообразия (не существенно). Число видов в одном из сравниваемых альгоценозов 15, в другом – 14 (различие не существенно). Выявленные доминанты относятся к одному и тому же отделу водорослей. Однако в альгоценозе Вр-14 обнаружены две экобиоморфы (В и Н), которые в сумме содержат 14% видового разнообразия и которых нет в альгоценозе А (табл. 2). Следовательно, это не альгоценоз А. От альгоценоза Б альгоценоз Вр-14 отличается числом видов, но оно не превышает 50-процентный порог. Доминанты обоих водорослевых сообществ принадлежат одному отделу. Кроме представителей из отдела зелёных водорослей в составе этих сообществ есть представители других отделов. У альгоценоза Вр-14 – диатомовые (7% от общего видового разнообразия), у альгоценоза Б – жёлтозелёные (14%). Различия между этими сообществами по жёлтозелёным – значимые различия. Это же относится к различию по экобиоморфам. Следовательно, альгоценоз Вр-14 не является альгоценозом Б. Из-за различий в числе видов и в составе экобиоморф альгоценоз Вр-14 не является и альгоценозом В. Обозначим его как альгоценоз Г.

По такой же схеме проведено сравнение других альгоценозов друг с другом. При этом несходные альгоценозы обозначены разными буквами. Альгоценозы, которые не имели значимых различий по оцениваемым параметрам, но полностью не тождественны, обозначены той же буквой, но с подстрочным индексом (табл. 2). Как видно из таблицы 2, на исследованной территории выявлено 7 типов альгоценозов, условно обозначенных как А, Б, В, Г, Д, Е, Ж. При этом на расстоянии 30 и 50 км от комбината на вершине и середине профиля сформировались сходные альгоценозы. На расстоянии 30 км альгоценозы Б и Б₁, на расстоянии 50 км альгоценозы А и А₁. Такие же сходные альгоценозы (Ж и Ж₁) сформировались внизу профиля на расстоянии 18 и 30 км от комбината.

Многokратное снижение выбросов комбината, повлекшее начало восстановительной

Таблица 2

Основные характеристики альгоценозов различных элементов рельефа

Характеристики альгоценозов	Элемент рельефа											
	Вершина профиля					Середина профиля					Низ профиля	
	Вр-14	Вр-18	Вр-30	Вр-50	Ср-18	Ср-30	Ср-50	Нз-14	Нз-18	Нз-30		
Обозначение альгоценозов	Г	В	Б	А	Д	Б ₁	А ₁	Е	Ж	Ж		
Типы альгоценозов	14	3	7	15	4	5	12	14	9	10		
Число видов	I (93) II (7)	I (100)	I (96) III (14)	I (93) III (7)	I (100)	I (80) III (20)	I (92) III (8)	I (100)	I (78) II (11) III (11)	I (80) II (10) III (10)		
Отделы												
Состав экоморф	Ch (21) C (36) X (22) B (7) H (7) Amph. (7)	Ch (67) Amph. (33)	Ch (28) C (28) X (28) Amph. (16)	Ch (40) C (34) X (13) Amph. (13)	Ch (50) C (25) X (25)	Ch (20) C (40) X (20) Amph. (20)	Ch (33) C (33) X (17) Amph. (17)	Ch (21) C (65) X (14)	Ch (45) C (33) X (11) B (11)	Ch (30) C (30) X (30) B (10)		
Доминанты												
<i>Bracteacoccus grandis</i> (I)			+				+					
<i>Chlamydomonas atactogama</i> (I)												
<i>Ch. isogama</i> (I)	+											
<i>Ch. minima</i> (I)			+									
<i>Ch. reinhardtii</i> (I)				+								
<i>Chlorella minutissima</i> (I)												
<i>Coccomyxa solorginae</i> (I)												
<i>Stichococcus minutissimus</i> (I)												

Примечание: в строке «обозначение альгоценоза» сокращениями Вр, Ср, Нз – указано положение на рельефе: вершина профиля, середина профиля, низ профиля. Цифры показывают расстояние от комбината в км. I – *Chlorophyta*, II – *Vasillagiophyta*, III – *Xanthophyta*, цифрами в скобках указано число видов (в % от общего числа обнаруженных видов) в отделе или жизненной форме. Обозначение жизненных форм (экоморф) приведено по классификации Э.А. Штиной (Штина, Голлербах, 1976; Алексанина, Штина, 1984). В том случае, когда обилие ни одного вида не достигает 15 баллов, в качестве доминирующего рассматривается один вид, имеющий максимальный балл обилия из всех видов, составляющих данный альгоценоз. Характеристики типов альгоценозов приведены в тексте.

сукцессии земного покрова растительности в окрестностях производства [12], видимо, вызвало изменение структуры и состава альгоценозов почв. Перестройка организации сообществ почвенных водорослей по сравнению с их оценкой в период максимальных выбросов наиболее активно проходила в импактной и буферной зонах, в которых поверхность почвы начала покрываться инициальными группировками мохообразных и лишайников, регулируя тем самым гидротермические условия почв.

Заключение

Чётко выраженной тенденции влияния загрязнения на сходство видового состава альгогруппировок, находящихся на разных расстояниях от комбината, выявить не удалось. Когда один или несколько сильно действующих факторов «давят» на сообщество, происходит некоторая унификация видового состава. В данном случае этого не произошло. Сочетание в настоящее время разнонаправленных дигрессионных и демулационных процессов в условиях сохранения всё ещё высокотоксичной среды в окрестностях металлургического комбината продемонстрировало неоднозначную картину изменения состава альгосинузий по градиенту загрязнения. На обследованной территории обнаружена мозаика альгоценозов. Практически на каждой площадке развивался свой особый альгоценоз. Некоторая закономерность прослеживалась при рассмотрении альгоценозов, развивающихся на разных элементах рельефа. На вершине и середине склонов обнаружены сходные альгоценозы.

Литература

1. Черненко Т. В., Бутусов О. В., Сычев В. В., Конева Г. Г., Кабиров Р. Р., Степанов А. М., Куперман Р. Г.,

Катаев Г. Д. Воздействие металлургических производств на лесные экосистемы Кольского полуострова. СПб.: Изд-во Родники, 1995. 252 с.

2. Танасевич А. В., Рыбалов Л. Б., Камаев И. О. Динамика почвенной мезофауны в зоне техногенного воздействия // Лесоведение. 2009. № 6. С. 63–72.

3. Катаев Г. Д. Оценка состояния сообщества млекопитающих северотаёжных экосистем в окрестностях предприятия по производству никеля // Экология. 2005. Т. 36. № 6. С. 460–465.

4. Kabirov R. R. Changes of north forest algaesinusia under human impact in the Kola region // Aerial pollution in Cola peninsula. International workshop. Apatity. 1993. P. 268–271.

5. Кабиров Р.Р. Альгосинузии хвойных лесов в районе комбината «Североникель» (Кольский полуостров) // Лесоведение. 1997. № 3. С. 33–39.

6. Голлербах М. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.

7. Штина Э.А., Голлербах М.М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1969. 143 с.

8. Алексахина Т.И., Штина Э.А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М.: Наука, 1984. 50 с.

9. Кабиров Р.Р., Сафиуллина Л.М. Особенности экологии и распространения одноклеточной почвенной водоросли *Eustigmatos magnus* (J.V. Petersen) Hibberd (Eustigmatophyta) в Южном Урале (Россия) // Альгология. 2008. Т. 18. № 2. С. 134–144.

10. Чаплыгина О.Я. Почвенные водоросли сосновых и еловых лесов Московской области // Ботан. журн. 1976. Т.61. № 8. С. 1077–1088.

11. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Наука о растительности (история и современное состояние основных концепций). Уфа: Гилем, 1998. 413 с.

12. Черненко Т.В., Кабиров Р.Р., Басова Е.В. Восстановительные сукцессии северотаёжных ельников при снижении аэротехногенной нагрузки // Лесоведение. 2011. № 6. С. 49–66.

13. Кабиров Р.Р., Гайсина Л.А., Сафиуллина Л.М. Использование универсальных критериев при оценке экологического состояния почвенных альгоценозов // Экология. 2010. № 4. С. 266–270.

Экспериментальное получение симбиотических ассоциаций почвенных стрептомицетов с цианобактериями

© 2013. И. Г. Широких^{1,2}, д.б.н, профессор, в.н.с., Д. А. Зиновьева¹, студент, С. Ю. Огородникова², к.б.н., с.н.с., А. А. Широких³, д.б.н., в.н.с.,

¹Вятский государственный университет,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

³Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого Россельхозакадемии, e-mail: irgenal@mail.ru

Изучали способность восьми культур почвенных стрептомицетов с антифузариозной активностью вступать в симбиотические взаимодействия с нитчатными цианобактериями *Nostoc linckia* и *N. paludosum* в модельных ассоциациях. Установлено специфическое взаимодействие партнёров, проявившееся в положительном таксисе шести культур стрептомицетов к цианобактерии *N. linckia* и семь стрептомицетов к *N. paludosum*. В полученных двухкомпонентных симбиотических ассоциациях имело место изменение физиологических свойств компонентов по сравнению с монокультурами цианобактерий и стрептомицетов.

The ability of eight cultures of soil streptomycetes with anti-fusarium activity to engage in symbiotic interaction with filamentous cyanobacteria *Nostoc linckia* and *N. paludosum* in model associations was researched. A specific interaction of partners is shown in positive taxis of 6 streptomycetes cultures to cyanobacteria *N. linckia* and 7 streptomycetes to *N. paludosum*. In the two-component symbiotic associations resulting there has been noticed a change in the physiological properties of components as compared with monocultures of cyanobacteria and streptomycetes.

Ключевые слова: *Streptomyces*, *Nostoc linckia*, *N. paludosum*, ассоциативное взаимодействие, тропизм, антифузариозная активность, хлорофилл *a*

Keywords: *Streptomyces*, *Nostoc linckia*, *N. paludosum*, associative interaction, tropism, anti-fusarium activity, chlorophyll *a*

Введение

Распространение микроорганизмов в естественных условиях любой природной среды определяется не только абиотическими факторами, но и наличием контроля со стороны других микроорганизмов, который во многом определяет состав и структуру микробных сообществ. Именно этот контроль является одной из причин формирования микробных ассоциаций в природных экосистемах [1, 2].

Актиномицеты, как и немикелиальные бактерии, способны вступать в ассоциации с другими организмами как в природных, так и в экспериментальных условиях [3, 4]. Взаимоотношения актиномицетов с микроорганизмами традиционно рассматривались в плане антагонизма (антибиотикообразования). Накопленные к настоящему времени сведения свидетельствуют о том, что актиномицеты, в условиях ассоциации, могут вступать и в положительные взаимоотношения, изменяя при этом свою морфологию и функциональную деятельность [5, 6]. Установлено, например, что ино-

куляция стрептомицетами способствуют более эффективному формированию симбиотических отношений микоризообразующих грибов *Glomus intraradices* и *Amanita muscaria* [7, 8] и клубеньковых бактерий *Bradyrhizobium japonicum* [9, 10] с высшими растениями. Выявлены положительные эффекты симбиотических взаимодействий растений с эндофитными актиномицетами [11].

Широко распространены актиномицеты в природных водорослёвых ценозах – в местах первичного почвообразования на выходах карбонатных пород и в местах восстановления почвы – в пятнах «цветения» на выработанных торфяниках [12]. Актиномицеты входят в состав ассоциативного комплекса микроорганизмов в синцианозе саговниковых растений наряду с доминантным микросимбионтом – азотфиксирующими цианобактериями (ЦБ) [13]. Ассоциации и симбиозы с участием актиномицетов сильно различаются характером воздействия партнёров друг на друга, значимостью и степенью изменности.

Экспериментально получены циано-актиномицетные ассоциации, состоящие из культур ЦБ *Anabena variabilis* и *Oscillatoria terebriformis* и культур стрептомицетов, выделенных из корней саговниковых растений и из почвенных образцов, отобранных под плёнками и корочками ЦБ [14, 15]. В этих работах, наряду с трансформирующим влиянием циано-актиномицетных ассоциаций на структуру глинистых минералов, показано изменение антимикробной активности и расширение антимикробного спектра ассоциаций по сравнению с монокультурами.

В наших предыдущих исследованиях был выявлен синергический эффект от совместной инокуляции проростков пшеницы культурами *Nostoc linkia* и *Streptomyces luteo-griseus* – изолята из ризосферы овса с антифузариозной активностью [16]. Имело смысл проверить возможность повышения антифузариозной активности вступающих в ассоциацию с ЦБ актиномицетов, выделенных из других, в частности, не связанных с растениями, местообитаний.

Одной из экологических ниш, откуда актиномицеты с антифунгальной активностью выделяются достаточно часто, являются кислые почвы [17, 18]. Для большинства видов стрептомицетов, выявленных нами в кислой (рН 4,0-4,3) аллювиальной дерновой зернистой почве, сформированной на современном аллювии, в пойме реки Вятки (в пределах территории Государственного природного заповедника «Нургуш»), в литературе [19] описана способность к биосинтезу антибиотиков различного спектра действия.

Целью работы явилось изучение специфического взаимодействия между стрептомицетами, выделенными из образцов кислых почв, и ЦБ *Nostoc linckia* и *N. paludosum* в двухкомпонентных экспериментальных ассоциациях.

Объекты и методы

Компонентами для получения циано-актиномицетных ассоциаций служили:

- культуры стрептомицетов, выделенные нами из почвенных образцов, отобранных в пределах территории Государственного природного заповедника «Нургуш»;
- альгологически чистые культуры нитчатых гетероцистных азотфиксирующих ЦБ *N. linckia* № 273 и *N. paludosum* № 18 из коллекции кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э. А. Штиной Вятской государственной сельскохозяйственной академии.

Культуры стрептомицетов выращивали на овсяном агаре [19] при 28 °С, культуры ЦБ – в жидкой питательной среде Громова № 6 без азота [20], смешанные культуры ЦБ и стрептомицетов на жидкой и плотной среде ВГ-11 [20] при 23 °С и периодическом освещении люминесцентными лампами с интенсивностью 2 кЛк.

Видовую идентификацию стрептомицетов проводили согласно определителю актиномицетов Гаузе и др. [19]. Антагонистическую активность стрептомицетов определяли методом диффузии в агар [17], в качестве тест-культур служили фитопатогенные грибы *Fusarium culmorum* Т-8, *F. oxysporum* U-1 и *F. avenaceum* 10/2, любезно предоставленные д.б.н. Т. К. Шешеговой.

В качестве показателя возможного ассоциативного взаимодействия стрептомицетов и ЦБ в смешанных культурах использовали наличие положительного тропизма [21] стрептомицетов к *N. linckia* и *N. paludosum*. Поверх свежезасеянного «газоном» стрептомицета на голодном агаре помещали ядерные фильтры Sartorius (d пор 0,8 мкм). На одну серию фильтров наносили ЦБ и распределяли по поверхности фильтра. Другая серия фильтров (без ЦБ) служила контролем. Для количественной оценки степени тропизма стрептомицетов к клеткам ЦБ была применена специальная компьютерная программа «Image Scopus Color», позволяющая полуавтоматически обчислять площади, занимаемые мицелием, проросшим через фильтр (мкм²), по отсканированным изображениям, полученным с микроскопа «Leica DM2000» (с учётом увеличения микроскопа и разрешения сканера). Число квадратных ячеек с наличием мицелиальных структур подсчитывали визуально при увеличении 400. Подсчёты выполняли в 20 полях зрения на каждом фильтре каждого варианта с предварительной окраской фильтров карболовым эритрозинном [22]. Коэффициент тропизма ($K_{тр}$) рассчитывали как отношение площади, занимаемой мицелием стрептомицета, проникшего на фильтр с ЦБ, к площади, занимаемой мицелием стрептомицета, проникшего на фильтр без ЦБ. При $K_{тр} > 1$ считали, что имеется положительный тропизм, при $K_{тр} \leq 1$ – специфическое взаимодействие отсутствует.

Скорость роста стрептомицетов измеряли при выращивании на питательной среде ISP 9 [19] с культуральной жидкостью цианобактерий *N. linckia*, *N. paludosum*, а также с крахмалом (контроль) в качестве единственного источника углерода. Каждый изолят выращива-

ли в 3–5 повторностях, динамику роста оценивали на 2-е и 6-е сутки после посева. Измеряли прирост диаметра колоний в двух взаимно перпендикулярных направлениях. Радиальную скорость роста колоний рассчитывали по формуле:

$$K_r = (d_2 - d_1) / (t_2 - t_1),$$

где d_1 и d_2 – диаметр колонии (мм) в начальный и конечный моменты измерения соответственно; t_1 и t_2 – время (час) начального и конечного измерения.

Содержание хлорофилла *a* в монокультурах ЦБ и в ассоциациях ЦБ со стрептомицетами определяли спектрофотометрически в ацетоновой вытяжке при длинах волн 665 и 750 нм, соответствующих максимумам поглощения пигмента [23].

Статистическую обработку результатов проводили стандартными методами с использованием встроенного пакета программ EXCEL.

Результаты и обсуждение

На первом этапе исследований была проведена оценка антифузариозной активности

22 природных изолятов стрептомицетов методом диффузии в агар. Для создания искусственных циано-стрептомицетных ассоциаций было отобрано 8 культур, зоны ингибирования роста грибов которыми составляли не менее 12 мм (табл. 1).

Большинство стрептомицетов (5 штаммов) проявили антагонистическую активность по отношению ко всем тест-культурам, два изолята *S. oligocarophilus* Н-4-35 и *S. wedmorensis* Н-2-17 – к двум, *S. wedmorensis* Н-4-19 – к одной из трёх тест-культур. Чувствительностью к метаболитам всех изучаемых культур стрептомицетов характеризовался гриб *F. culmorum* Т-8, тогда как две другие тест культуры *F. oxysporum* У-1 и *F. avenaceum* 10/2 проявили устойчивость каждая к двум штаммам из восьми.

В эксперименте по выявлению возможного ассоциативного взаимодействия между стрептомицетами и ЦБ было установлено наличие положительного тропизма гиф к *N. linckia* у шести, а к *N. paludosum* у семи из восьми культур с антифузариозной активностью. Наибольшим таксисом к обоим видам ЦБ, судя по величинам коэффициента тропизма (K_{tr}), отличались штаммы *S. wedmorensis* Н-35-2, Н-4-19 и *S. griseus* Н-2-25 (табл. 2).

Таблица 1

Антагонистическая активность стрептомицетов в отношении фитопатогенных грибов рода *Fusarium*

Вид, штамм	Зона ингибирования роста гриба, мм		
	<i>F. oxysporum</i> У-1	<i>F. culmorum</i> Т-8	<i>F. avenaceum</i> 10/2
<i>S. polychromogenes</i> Н-3-8	16 ± 1,0	14 ± 0,8	19 ± 0,9
<i>S. wedmorensis</i> 35-2	24 ± 1,3	25 ± 0,5	20 ± 0,4
<i>S. pseudogriseolus</i> Н-1-31	26 ± 0,9	21 ± 1,0	21 ± 0,6
<i>S. wedmorensis</i> Н-4-19	0	21 ± 0,6	0
<i>S. oligocarophilus</i> Н-4-35	21 ± 1,3	12 ± 0,5	0
<i>S. gelaticus</i> Н-3-6	22 ± 0,8	22 ± 0,7	24 ± 0,9
<i>S. wedmorensis</i> Н-2-17	0	21 ± 2,6	12 ± 0,5
<i>S. griseus</i> Н-2-25	19 ± 0,7	21 ± 1,2	14 ± 0,6

Таблица 2

Величина коэффициентов тропизма стрептомицетов к цианобактериям

Вид, штамм	K_{tr}	
	<i>N. linckia</i>	<i>N. paludosum</i>
<i>S. polychromogenes</i> Н-3-8	0,54	1,23
<i>S. wedmorensis</i> Н-35-2	6,67	5,00
<i>S. pseudogriseolus</i> Н-1-31	3,67	1,13
<i>S. wedmorensis</i> Н-4-19	5,50	2,60
<i>S. oligocarophilus</i> Н-4-35	1,11	1,78
<i>S. gelaticus</i> Н-3-6	2,25	1,38
<i>S. wedmorensis</i> Н-2-17	0,95	0,84
<i>S. griseus</i> Н-2-25	4,38	1,86

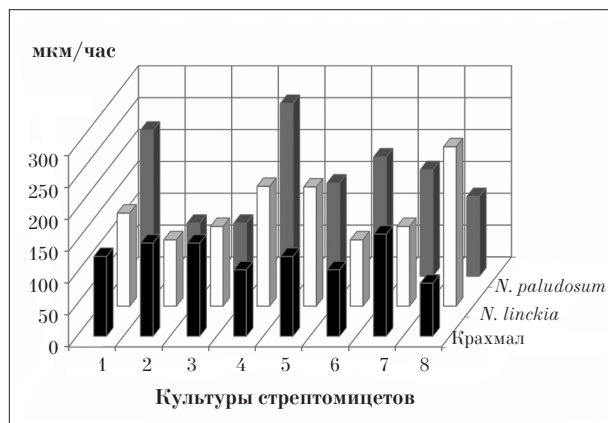


Рис. Изменение радиальной скорости роста стрептомицетов на средах с культуральной жидкостью цианобактерий в качестве единственного источника углерода: 1 – *S. polychromogenes* Н-3-8, 2 – *S. wedmorensis* Н-35-2, 3 – *S. pseudogriseolus* Н-1-31, 4 – *S. wedmorensis* Н-4-19, 5 – *S. oligocarophilus* Н-4-35, 6 – *S. gelaticus* Н-3-6, 7 – *S. wedmorensis* Н-2-17, 8 – *S. griseus* Н-2-25

Активный тропизм к ЦБ *N. linckia* демонстрировали также штаммы стрептомицетов *S. pseudogriseolus* Н-1-31 и *S. gelaticus* Н-3-6. Культура *S. wedmorensis* Н-2-17, напротив, отличалась отсутствием положительного таксиса к тому и другому виду ЦБ.

В качестве второго критерия, характеризующего направленность взаимодействия стрептомицетов и ЦБ, определяли радиальную скорость роста (K_r) колоний стрептомицетов на среде, где в качестве единственного источника углерода использовалась культуральная жидкость (КЖ) той или другой ЦБ. Обнаружено стимулирующее воздействие КЖ *N. linckia* на величину K_r колоний *S. wedmorensis* Н-4-19, *S. oligocarophilus* Н-4-35, *S. griseus* Н-2-25 (рис.).

Положительное воздействие КЖ *N. paludosum* на скорость роста стрептомицетов проявилось в отношении штаммов *S. polychromogenes* Н-3-8; *S. wedmorensis* Н-4-19, *S. gelaticus* Н-3-6, *S. griseus* Н-2-25. Вместе с тем у двух штам-

мов стрептомицетов *S. wedmorensis* Н-35-2 и *S. pseudogriseolus* Н-1-31 на средах с КЖ ЦБ наблюдали снижение K_r по сравнению с показателями роста культур на среде с крахмалом – традиционно используемым источником углерода. K_r колоний стрептомицетов на среде с крахмалом в среднем ($125 \pm 9,7$ мкм/час) достоверно уступала значениям K_r стрептомицетов, выращенных на средах с КЖ *N. linckia* ($154 \pm 16,1$ мкм/час) и КЖ *N. paludosum* ($161 \pm 12,1$ мкм/час).

Полученные результаты говорят о существовании видовой и штаммовой специфичности в межорганизменных взаимодействиях стрептомицетов с ЦБ. На основании данных об отсутствии антагонистической активности между определёнными штаммами ЦБ и стрептомицетов и стимуляции роста последних в присутствии жидких метаболитов ЦБ, а также с учётом показателей антифузариозной активности культур стрептомицетов были подобраны потенциальные компоненты для создания экспериментальных циано-стрептомицетных ассоциаций. Далее в смешанных культурах на жидкой и плотной средах выращивались штаммы в сочетаниях, указанных в таблице 3.

При культивировании на жидкой питательной среде смешанные культуры развивались в виде придонной пленки ЦБ, на поверхности которой, а также в толще среды обнаруживался мицелий стрептомицетов. На плотной питательной среде смешанные культуры, включающие в качестве фототрофного компонента *N. paludosum* и *N. linckia*, формировали характерные для каждого вида ЦБ структуры в виде тяжей, состоящие, как показала микроскопия, из нитей и агрегатов цианобактерий, местами обрастающих мицелием стрептомицетов. Агрегаты высокой плотности с участием *N. paludosum* обрастали мицелием интенсивнее, чем менее плотные агрегаты с участием *N. linckia*. В экспериментальных ассоциациях по сравнению с монокультурами ЦБ, возростало также в различной степени, в зависимости

Таблица 3

Компоненты потенциальных экспериментальных ассоциаций

Цианобактериальный компонент	Стрептомицетный компонент
<i>N. paludosum</i>	<i>S. polychromogenes</i> Н-3-8
	<i>S. oligocarophilus</i> Н-4-35
	<i>S. gelaticus</i> Н-3-6
<i>N. linckia</i>	<i>S. oligocarophilus</i> Н-4-35
	<i>S. gelaticus</i> Н-3-6
	<i>S. griseus</i> Н-2-25

Таблица 4

Накопление хлорофилла *a* цианобактериями в монокультурах и в составе искусственных ассоциаций

Цианобактериальный компонент	Стрептомицетный компонент	Хлорофилл <i>a</i> , мг/ мл
<i>N. paludosum</i>	нет	0,43 ± 0,11
	<i>S. polychromogenes</i> Н-3-8	9,57 ± 3,02
	<i>S. oligocarbohilus</i> Н-4-35	1,89 ± 0,17
	<i>S. gelaticus</i> Н-3-6	1,46 ± 0,17
<i>N. linckia</i>	нет	1,11 ± 0,13
	<i>S. oligocarbohilus</i> Н-4-35	2,99 ± 0,17
	<i>S. gelaticus</i> Н-3-6	1,77 ± 0,17
	<i>S. griseus</i> Н-2-25	0,06±0

от стрептомицетного компонента, количество гетероцист ЦБ в полях зрения микроскопа.

Для проверки симбиотического характера взаимодействия культур стрептомицетов и ЦБ в экспериментальных ассоциациях изучали изменение физиологических свойств компонентов в ассоциации. В частности, определяли накопление хлорофилла *a* цианобактерией в ассоциациях со стрептомицетами и изменение антифузариозной активности ассоциации по сравнению с монокультурами. Обнаружено, что в ассоциациях, составленных из ЦБ *N. paludosum* и *N. linckia* и разных почвенных стрептомицетов, произошло достоверное увеличение количества хлорофилла *a* у цианобактерии (в 1,6–22,5 раза в зависимости от вида ЦБ и стрептомицетного компонента) по сравнению с монокультурой (табл. 4). Стимуляция накопления хлорофилла *a* фототрофным компонентом ранее была показана в модельных системах, компонентами которых являлись стрептомицеты, выделенные из природного циано-бактериального мата [15]. Аналогичные изменения в состоянии ЦБ, как выяснилось, могут происходить при искусственном получении ассоциации на основе почвенных изолятов стрептомицетов, не связанных в своём естественном местообитании с фототрофным компонентом.

Только в одной модельной системе, состоящей из *N. linckia* и *S. griseus* Н-2-25, содержание хлорофилла *a* оказалось на более низком уровне, чем в монокультуре ЦБ, однако здесь в значительном количестве обнаружен феофитин *a* (6,27 мг/мл) – производное хлорофилла.

Сравнительное изучение антагонистических свойств ассоциаций ЦБ *N. paludosum* и *N. linckia* с разными стрептомицетными компонентами и монокультур стрептомицетов показало исчезновение антибиотической активности ассоциации по сравнению с монокультурами стрептомицетов. Более того, в отношении исследуемых тест-культур фуза-

риумов наблюдали стимулирующее влияние циано-стрептомицетных ассоциаций. В исследованиях по взаимодействию *Streptomyces* spp. друг с другом, с другими микробами и с растениями было установлено, что синтез вторичных метаболитов способствует экологической адаптации стрептомицетов [5]. В свете этих представлений возможно, что продукция антибиотиков в условиях ассоциативного роста с ЦБ становится излишней для метаболизма исследованных нами почвенных изолятов, тогда как для ряда других стрептомицетов [14, 15], изолированных из локусов, связанных с фототрофами, экологически и энергетически оправдано, напротив, усиление антагонистических свойств при функционировании в составе модельной системы. Особенности взаимодействия стрептомицетов, цианобактерий и грибов в зависимости от специфики отдельных видов и штаммов остаются пока неясными.

Таким образом, нами были получены искусственные циано-стрептомицетные ассоциации, в которых установлены специфические физиологические изменения компонентов по сравнению с монокультурами, свидетельствующие о симбиотическом характере взаимодействия компонентов. Установлены стимуляция накопления хлорофилла *a* цианобактериями *N. linckia* (в 1,6–5,7 раза) и *N. paludosum* (в 3,5–22,5 раза) в ассоциациях, а также утрата антифузариозной активности циано-стрептомицетных ассоциаций по сравнению с монокультурами. Эти результаты представляют интерес для развития подходов к использованию этих видов бактерий в биологической борьбе или симбиозе для нужд человека.

Литература

1. Жегалло Е.А., Орлеанский В.К., Напольская К.Р., Курапова А.И. Биологические проблемы первых коло-

низаторов планеты Земля // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 2. С. 15–20.

2. Secondary Metabolites in Soil Ecology / Eds. P. Karlovsky. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: Soil Biology, 2008. XII. 294 p.

3. Зенова Г.М., Калакуцкая А.Н. Характеристика водорослевого и бактериального компонентов альгобактериальных ценозов на выходах карбонатных пород // Микробиология. 1993. Т. 62. Вып. 1. С. 156–162.

4. Зенова Г.М., Орлеанский В.К., Омарова Е.О. Почвенные стрептомицеты – компоненты экспериментальных альгобактериальных ценозов. // Почвоведение. 2005. № 10. С. 1251–1254.

5. Tarkka M., Hampp R. Secondary Metabolites of Soil Streptomycetes in Biotic Interactions // Secondary Metabolites in Soil Ecology / Eds. P. Karlovsky. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Soil Biology. 2008. V. 14, II. P. 107–126.

6. Strap J.L. Actinobacteria – Plant Interactions: a Boon to Agriculture. In: Eds. D.K. Maheshwari, Bacteria in Agrobiolgy: Plant Growth Responses, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 2011. P. 285–307.

7. Abdel-Fattah G.M., Mohamedin A.H. Interactions between a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus (*Glomus intraradices*) and *Streptomyces coelicolor* and their effects on sorghum plants grown in soil amended with chitin of brown scales // Biol Fertil Soils. 2000. V. 32. P. 401–409.

8. Schrey S.D., Salo V, Raudaskoski M., Hampp R., Nehls U., Tarkka M.T. Interaction with mycorrhiza helper bacterium *Streptomyces* sp. AcH 505 modifies organisation of actin cytoskeleton in the ectomycorrhizal fungus *Amanita muscaria* (fly agaric) // Curr Genet 2007. V. 52. P. 77–85.

9. Gregor A.K., Klubek B., Varsa E.C. Identification and use of actinomycetes for enhanced nodulation of soybean co-inoculated with *Bradyrhizobium japonicum* // Can J Microbiol. 2003. V. 49. P. 483–491.

10. Tokala R.K., Strap J.L., Jung C.M., Crawford D.L., Salove M.H., Deobald L.A., Bailey J.F., Morra M.J. Novel plant-microbe rhizosphere interaction involving *Streptomyces lydicus* WYEC108 and the pea plant (*Pisum sativum*) // Appl Environ Microbiol. 2002. V. 68. P. 2161–2171.

11. Shimizu M. Endophytic Actinomycetes: Biocontrol Agents and Growth Promoters / Eds. D.K. Maheshwari // Bacteria in Agrobiolgy: Plant Growth Responses. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 2011. P. 201–220.

12. Панкратова Е.М., Трефилова Л. В. Симбиоз как основа существования цианобактерий в природных условиях и в конструируемых системах // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 1. С. 4–14.

13. Лобакова Е.С., Оразова М.Х., Добровольская Т.Г. Структура микробных комплексов апогеотропных корней и прикорневой зоны саговниковых растений // Микробиология. 2003. Т. 72. С. 707–713.

14. Зенова, Е.А. Иванова, Е.О. Омарова, Г.М. Николаев, Е.С. Лобакова, Н.П. Чижилова. Модельные ассоциации актиномицетов и цианобактерии *Anabaena variabilis* Kutz и их способность к преобразованию структуры глинистых материалов // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 3. С. 79–88.

15. Омарова Е.О., Зенова Г.М., Орлеанский В.К., Лобакова Е.С. Экспериментальные циано-актиномицетные ассоциации // Вестник МГУ. 2007. Сер. 16. № 1. С. 3–8.

16. Домрачева Л.И., Широких И.Г. Фокина А.И. Антифузариозное действие цианобактерий и актиномицетов в почве и ризосфере // Микология и фитопатология. 2009. Т. 43. Вып. 2. С. 157–165.

17. Егоров Н.С. Основы учения об антибиотиках. М.: Высшая школа, 1979. 485 с.

18. Широких И.Г., Широких А.А. Микробные сообщества кислых почв Кировской области. Киров, 2004. 332 с.

19. Гаузе Г.Ф., Преображенская Т.П., Свешникова М.А., Терехова Л.П., Максимова Т.С. Определитель актиномицетов. Роды *Streptomyces*, *Streptoverticillium*, *Chainia*. М.: Наука, 1983. 248 с.

20. Практикум по микробиологии / Под ред. А.И. Нетрусова. М.: Издательский центр «Академия», 2005. 608 с.

21. Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М. Экология актиномицетов. М.: ГЕОС, 2001. 256 с.

22. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д. Г. Звягинцева М.: Изд-во МГУ, 1991. 303 с.

23. Aminot A., Rey F. Standard procedure for the determination of chlorophyll a by spectroscopic methods. ICES. Denmark. 2000. 17 p.

БИОДИАГНОСТИКА В ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ ПОЧВ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СРЕД

В Московском государственном университете им. М. В. Ломоносова 4–6 февраля 2013 г. состоялась международная конференция «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред», которая прошла под знаком Года охраны окружающей среды в Российской Федерации, объявленного Президентом В. В. Путиным в 2013 году.

В работе приняли участие более 370 специалистов из 96 городов России и 20 стран ближнего и дальнего зарубежья, 207 научных, учебно-научных и коммерческих организаций, в том числе около 20 членов академий, 99 докторов и 138 кандидатов наук. Среди участников – ведущие учёные РАН, РАСХН, Минобрнауки, Минприроды, специалисты природоохранного и аграрного сектора России, а также европейские и американские учёные, представляющие крупнейшие международные профессиональные сообщества – Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) и International Society of Environmental Indicators (ISEI).

На конференции работали секции:

- Биоиндикация наземных и водных экосистем.
- Экологическое состояние урбоэкосистем.
- Ботанический сад МГУ – модельная площадка для экологического контроля окружающей среды.
- Биотестирование почв и вод.
- Биотестирование экологического качества органического вещества и гуминовых препаратов.
- Биоиндикация и биотестирование в работах молодых исследователей.

Кроме того, была организована работа круглых столов: «Экологическое нормирование», «Проблемы биодиагностики и сохранения биоразнообразия урбосистем».

В рамках конференции работали выставки, стендовая сессия, семинар компании Fritsch – производителя лабораторного оборудования, а также была организована встреча с делегатами SETAC Europe.

Доклады участников конференции по проблемам биоиндикации и биотестирования окружающей среды и научные дискуссии между специалистами широкого круга – почвоведомы, гидробиологами, микробиологами, зоологами, ботаниками, биохимики, биофизиками, генетиками, специалистами в области геномной инженерии, молекулярной биологии и другими показали высокий уровень

биоиндикационных исследований и хороший инновационный потенциал представленных на конференции работ.

Было отмечено, что биодиагностика включает такие важные научно-прикладные направления, как выявление особенностей биологических и экологических последствий воздействия потенциально вредоносных факторов разной природы, установление критериев безопасности и качества среды, мониторинг состояния экосистем с применением методов биотестирования и биоиндикации, которые должны составлять единый стратегический комплекс природоохранной политики. В сообщениях были подняты вопросы методологии экологического нормирования источников воздействий, подлежащих экологическому контролю, биоиндикации водных и наземных экосистем, биотестирования почв и вод, были представлены системы и приборы для диагностики.

Особое внимание было уделено контролю и нормированию нефтяного загрязнения, биотестированию экологического качества органического вещества почв и гуминовых препаратов, оценке экологического состояния урбоэкосистем. Был представлен ботанический сад МГУ как модельная площадка для экологического контроля окружающей среды.

Специальная секция была посвящена рассмотрению проблем биоиндикации и биотестирования в работах молодых исследователей. Участниками конференции было отмечено, что дальнейшее ухудшение состояния окружающей среды, деградация почв и загрязнение водных бассейнов России в условиях нарастающего мирового финансового и экологического кризиса непосредственно угрожает продовольственной и экологической безопасности страны. В связи с этим проблемы мониторинга, контроля и регулирования воздействия на природную среду приобретают особую остроту. События последних десятилетий привели к ослаблению исследовательской деятельности в затронутых областях. Отсутствие нормативов по оценке воздействия и антропогенной нагрузки на почвы земельных участков не позволяют оценить в должной мере показатели экологического состояния земель необходимые при их использовании и обороте в условиях современных экономических отношений.

Ранее чёткая система регламентирования потенциального загрязнения водной среды обеспечивала своевременное оформление прав для использования новых веществ – потенциальных

загрязнителей водной среды на территории России, однако её фактическое разрушение блокировало систему установления и утверждения эколого-рыбохозяйственных критериев качества водной среды. Не сохранилось ни структур, ни распорядка принятия новых и уточнения уже принятых нормативов. Продолжение такой ситуации угрожает утратой опыта и инфраструктуры складывавшейся десятилетиями системы нормирования.

Участники конференции обратили особое внимание на необходимость развития и осуществления экологически значимых положений Концепции долгосрочного социально-экономического развития Российской Федерации на период до 2020 г., где определено снижение удельных уровней воздействия на окружающую среду в 3–7 раз в зависимости от отрасли и снижение уровня воздействия на окружающую среду в 2–2,5 раза.

Международная конференция «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» постановила:

1. Считать проблему нормирования и контроля качества окружающей среды важнейшей экологической проблемой для современной России и благополучия будущих поколений.

2. Просить Президента, Государственную Думу Федерального собрания Российской Федерации и Правительство Российской Федерации:

– организовать единую Федеральную почвенно-земельную службу России и принять закон «О почвах России», привлекая к этой работе ведущих специалистов РАН, РАСХН, Минобрнауки и Минприроды, других министерств и ведомств в целях решения ключевых задач в области сохранения экологических функций почв и ландшафтов;

– принять меры для ускорения реализации Постановления Правительства Российской Федерации от 28 июня 2008 г. № 484 «О порядке разработки и утверждения нормативов

качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения», путём создания профильного Межведомственного совета (комиссии) по рассмотрению и принятию решений, связанных с эколого-рыбохозяйственным нормированием;

– сформировать на базе компетентных министерств и ведомств Межведомственный совет по координации деятельности организаций в области нормирования антропогенных загрязнений и биологического контроля за состоянием природных сред;

– рассмотреть вопрос о введении бюджетного финансирования работ, связанных с установлением критериев качества среды, их контролем и восстановлением нарушенных экосистем с учётом накопленного ущерба.

3. Поддержать инициативу Международного Общества Токсикологии и Химии окружающей среды (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC Europe) по организации российского отделения – SETAC Russian Branch, что, несомненно, будет способствовать большей интеграции экологов в единое мировое сообщество, регулярным встречам специалистов, совместной реализации международных научных проектов.

В. А. Терехова, д.б.н., в.н.с., Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова, руководитель лаборатории экотоксикологического анализа почв Московского государственного университета им. М. В. Ломоносова,

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

МОНОГРАФИИ

1. Стратегия устойчивого развития / Я. И. Вайсман, Л. В. Рудакова. Пермь, 2008. 485 с.
2. Технические и экологические аспекты ликвидации твёрдотопливных межконтинентальных баллистических ракет / под ред. М. И. Соколовского, Я. И. Вайсмана. Пермь, 2009. 634 с.
3. Снижение экологической нагрузки при обращении с отходами лечебно-профилактических учреждений / Н. А. Солдатенко, Я. И. Вайсман. Пермь, 2009. 191 с.
4. Доклад о развитии человеческого потенциала в Пермском крае / Б. В. Алексеев, Н. В. Зайцева, И. В. Май. Пермь, 2010. 126 с.
5. Компостирование твёрдых органических отходов производства и потребления. Вермикомпостирование / под ред. Я. И. Вайсмана. Пермь, 2010. 557 с.
6. Управление отходами. Сточные воды и биогаз полигонов захоронения твёрдых бытовых отходов / В. Н. Коротаев, Л. В. Рудакова, В. Ю. Петров, И. С. Глушанкова и др. Пермь, 2012. 258 с.
7. Управление отходами. Полигонные технологии захоронения твёрдых бытовых отходов. Рекультивация и постэксплуатационное обслуживание полигона / В. Н. Коротаев, Л. В. Рудакова, В. Ю. Петров, Н. Н. Слюсарь, и др. Пермь, 2012. 243 с.
8. Управление отходами. Механобиологическая переработка твёрдых бытовых отходов. Компостирование и вермикомпостирование органических отходов / В. Н. Коротаев, Л. В. Рудакова, В. Ю. Петров, Т. А. Зайцева и др. Пермь, 2012. 225 с.
9. Управление отходами. Сбор, транспортирование, прессование, сортировка твёрдых бытовых отходов / Я. И. Вайсман, В. Н. Коротаев, Н. Н. Слюсарь, В. Н. Григорьев. Пермь, 2012. 236 с.

УЧЕБНЫЕ ПОСОБИЯ, РУКОВОДСТВА

1. Химия окружающей среды: учебное пособие / Я. И. Вайсман, Т. В. Нурисламова, Л. В. Рудакова, Т. С. Уланова, И. С. Глушанкова. Пермь, 2010. 324 с.
2. Гигиеническая индикация последствий для здоровья при внешнесредовой экспозиции химических факторов: руководство / Г. Г. Онищенко, Н. В. Зайцева, М. А. Землянова. Пермь, 2011. 532 с.
3. Контроль содержания химических соединений и элементов в биологических средах: руководство / Г. Г. Онищенко, Н. В. Зайцева, Т. С. Уланова. Пермь, 2011. 520 с.
4. Основы токсикологии: учебное пособие / О. В. Долгих, Н. В. Зайцева. Пермь, 2011. 341 с.
5. Словарь терминов по экологии / Е. В. Калинина, Л. В. Рудакова, Т. В. Воронкова. Пермь, 2012. 147 с.



Сотрудники кафедры активно печатаются в журналах ВАК «Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе», «Экология и промышленность России»; формируют журналы, входящие в базу РИНЦ: Вестники ПГТУ «Охрана окружающей среды, транспорт, безопасность жизнедеятельности», Вестники ПНИПУ «Охрана окружающей среды, транспорт, безопасность жизнедеятельности», Вестники ПНИПУ «Урбанистика»; издают сборники материалов по итогам работы конференций организованных и проведенных кафедрой ООС ПНИПУ.

**КАФЕДРА «ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ»
ПЕРМСКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ИССЛЕДОВАТЕЛЬНОГО
ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА (ОС ПНИПУ)**

**ОБРАЗОВАТЕЛЬНАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ
КАФЕДРЫ**

Кафедра выпускает бакалавров и магистров по направлению «Техносферная безопасность» по профилю «Инженерная защита окружающей среды».

1 ступень образования – Бакалавриат

280700. 62	Техносферная безопасность	Очная, заочная
------------	---------------------------	----------------

2 ступень – Магистратура

280700. 68	Техносферная безопасность. Магистерская программа – Утилизация и переработка техногенных отходов. Магистерская программа – Управление экологической безопасностью организации и процессов. Магистерская программа – Устойчивое развитие урбанизированных территорий	Очная
------------	---	-------

Аспирантура

03.02.08	Экология в химии и нефтехимии. Экология в строительстве и ЖКХ	Очная, заочная
----------	---	----------------

ПАРТНЁРЫ

Традиционными зарубежными партнерами кафедры являются: Венский технический университет (Австрия); Технический университет г. Дрезден (Германия); Технический университет г. Берлин (Германия); Технический университет г. Гамбург (Германия); Естественно-научный университет г. Вена (Австрия); Институт архитектурного ландшафтоведения г. Оснабрюк (Германия); Научно-исследовательская компания «TITECH GmbH», г. Мюльхайм_Керлих (Германия); Научно-консалтинговая компания «ARGUS», г. Берлин (Германия); Научно-исследовательская компания «NAUE», г. Еспель-Камфистель (Германия).



Заказчиками научно-технической продукции кафедры являются крупные промышленные предприятия Пермского края и России: ФГУП завод им. Кирова, РКТЦ Порошковой металлургии, ООО «ЛУКОЙЛ-Пермнефтеоргсинтез», ОАО «ЛУКОЙЛ-ПЕРМНЕФТЬ», ОАО «Галургия», ОАО «Сибур-Химпром», ООО «Пермский завод смазок и СОЖ», ФГУП Пермский завод «МАШИНОСТРОИТЕЛЬ», ОАО «Азот», ОАО «Мотовилихинские заводы».

**НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКИЕ
мероприятия, организованные
и проведённые кафедрой в 2002–2012 гг.**

- десять международных и всероссийских конференций студентов, аспирантов и молодых учёных «Экология и научно-технический прогресс. Урбанистика».
- одиннадцать международных научно-практических конференций «Модернизация и научные исследования в транспортном комплексе» секция «Модернизация транспортных систем. Урбанистика территорий. Охрана окружающей среды. Техносферная и транспортная безопасность»
- три региональных секции международной выставки и форума по управлению отходами и природоохраным технологиям «Вэйс ТЭК», 2003, 2005, 2009 гг.
- три межрегиональных конгресса «Чистая вода. Экология. Технологии», 2008, 2010, 2012 гг.
- всероссийский семинар и конференция ведущих кафедрами экологии и охраны окружающей среды, 2006 г.
- всероссийская конференция с международным участием «Перспективы развития инноваций в энергоресурсосбережении», 2007 г.
- международная научно-практическая конференция «Инновации и управление рисками в теории и практике обращения с отходами», 2009 г.
- всероссийская конференция «Экологические проблемы урбанизированных территорий», 2011 г.
- международный семинар и мастер-класс «Восстановление техногенно нарушенных территорий», 2012 г.