

Институт проблем экологии и недропользования
Академии наук Республики Татарстан

Организация Объединенных Наций
по вопросам образования, науки и культуры

United Nations Educational, Scientific
and Cultural Organization



Кафедра ЮНЕСКО
Развитие фундаментальных принципов Хартии
Земли для создания устойчивого сообщества

UNESCO chair
on the Application of the fundamental principles of
the Earth Charter to create a sustainable community

Сборник
научных трудов
МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ

Казань
«Отечество»
2014

УДК 502.1(06)+574(06)
ББК 20.1я431+28.081я431
И 71

Редакционная коллегия:

Доктор химических наук Р.Р. Шагидуллин
Доктор химических наук В.З. Латыпова
Доктор биологических наук В.А. Яковлев
Кандидат биологических наук Д.В. Иванов (ответственный редактор)
Кандидат биологических наук М.Ш. Сибгатуллина

Рецензенты:

Доктор геолого-минералогических наук Б.В. Успенский
Доктор технических наук А.С. Сироткин
Доктор химических наук Ю.А. Тунакова
Доктор юридических наук Р.Н. Салиева

И 71 **Сборник** научных трудов молодых ученых (по материалам I Республиканской молодежной экологической конференции, г. Казань, 10-11 апреля 2014 г.). – Казань: Отечество, 2014. – 328 с.

ISBN 978-5-9222-0858-1

Сборник научных трудов молодых ученых, составленный по материалам I Республиканской молодежной экологической конференции, проведенной в Институте проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан 10–11 апреля 2014 г., включает статьи, в которых обсуждается широкий спектр современных проблем экологии, охраны окружающей среды, геологии и рационального недропользования, а также правового регулирования рационального природопользования.

Для специалистов в области экологии, природопользования и природоресурсного права.

ISBN 978-5-9222-0858-1

СОДЕРЖАНИЕ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ БИОТЕХНОЛОГИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЕ	8
Абитаева И.У., Агзамов Р.З., Кобелева Й.В., Кирилина Т.В. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ПРОЦЕССА БИОФИЛЬТРАЦИИ СТОЧНЫХ ВОД ПРОИЗВОДСТВА НИТРАТОВ ЦЕЛЛЮЛОЗЫ.....	8
Ахметшина Э.А. АНАЛИЗ ФОСФОЛИПИДНЫХ ЖИРНЫХ КИСЛОТ МИКРООРГАНИЗМОВ В УСЛОВИЯХ ЧИСТОЙ КУЛЬТУРЫ	18
Балымова Е.С. ЭКСПРЕСС-МЕТОД КОНТРОЛЯ И УПРАВЛЕНИЯ ПРОЦЕССОМ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД НА ОСНОВЕ БИОДИАГНОСТИКИ АКТИВНОГО ИЛА	27
Баязитова И.С. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ СУБЛИМАЦИИ И ЛЕТУЧЕСТИ УСКОРИТЕЛЕЙ СЕРНОЙ ВУЛКАНИЗАЦИИ ЭЛАСТОМЕРНЫХ КОМПОЗИЦИЙ	38
Исхакова Р.Я. ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ С ПРИМЕНЕНИЕМ ОТХОДОВ ЭНЕРГЕТИКИ.....	42
Кобелева Й.В., Шерстнева К.В., Кирилина Т.В. АНАЛИЗ АКТИВНОГО ИЛА В ПРОЦЕССЕ ОПЫТНО-ПРОМЫШЛЕННЫХ ИСПЫТАНИЙ РЕАГЕНТА VTA ВЮКАТ Р500 ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ СОЕДИНЕНИЙ ФОСФОРА	48
Лапшина Т.В., Шулаева А.Н., Кобелева Й.В., Кирилина Т.В., Агзамов Р.З. УТИЛИЗАЦИЯ НИТРАТОВ ЦЕЛЛЮЛОЗЫ В ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ШЛАМАХ	57
Матвеева О.А. О НЕКОТОРЫХ ФАКТОРАХ РАЗВИТИЯ ЗООПЛАНКТОНА В ТЕХНИЧЕСКИХ СИСТЕМАХ ВОДООТВЕДЕНИЯ	64
Махмутова Л.Х. СПОСОБЫ УМЕНЬШЕНИЯ СУБЛИМАЦИИ УСКОРИТЕЛЕЙ ВУЛКАНИЗАЦИИ КАУЧУКОВ.....	71
Миндубаев А.З., Ахоссийенагбе С.К., Болормаа Ч., Горбачук Е.В. РАЗЛОЖЕНИЕ БЕЛОГО ФОСФОРА МИКРООРГАНИЗМАМИ	74

Сулова С.В. ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОПТИКО-МЕХАНИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА ПУТЕМ ИЗМЕНЕНИЯ СХЕМЫ СМЕШЕНИЯ ОТДЕЛЬНЫХ ПОТОКОВ.....	84
Тимирбаева О.Ю., Амирянова Г.Ф., Никитин О.В. ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОДНОЙ СРЕДЫ ПО ПОВЕДЕНЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ <i>DAPHNIA MAGNA</i> ПРИ ПОМОЩИ СИСТЕМЫ КОМПЬЮТЕРНОГО ЗРЕНИЯ.....	90
Ульянова В.В., Чиркова В.С. КОМБИНИРОВАННЫЕ СОРБЕНТЫ НА ОСНОВЕ ОТХОДОВ МАШИНОСТРОИТЕЛЬНОГО И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО КОМПЛЕКСА ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД.....	109
Фазлиев И.И., Гатина Э.И. СКРИНИНГ УСЛОВИЙ ГИДРОЛИЗА ПИВНОЙ ДРОБИНЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ФЕРМЕНТНЫХ ПРЕПАРАТОВ, ВЫДЕЛЕННЫХ ИЗ ПРОДУЦЕНТА <i>TRICHODERMA</i> SPP.	109
Хисамова А.И., Югина Н.А. ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ БИОСТИМУЛЯТОРОВ НА РОСТ СООБЩЕСТВА МИКРООРГАНИЗМОВ АКТИВНОГО ИЛА	117
ЭКОЛОГИЯ ПРИРОДНЫХ И УРБАНИЗИРОВАННЫХ СИСТЕМ.....	122
Иванова Е.В. ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ТАНИНОВ У ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ РОДА КЛЕН (<i>Acer</i> L.) В ТЕХНОГЕННЫХ УСЛОВИЯХ	122
Кольцова Т.Г. АГРОФИЗИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ЧЕРНОЗЕМНЫХ ПОЧВ ПРИ ОРГАНИЧЕСКОМ ЗЕМЛЕДЕЛИИ В АГРОЛАНДШАФТАХ ВОСТОЧНОГО ЗАКАМЬЯ РЕСПУБЛИКИ ТАТАРСТАН.....	126
Монахов С.П. ИХТИОФАУНА ОЗЕРА РАИФСКОЕ ВОЛЖСКО-КАМСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО ПРИРОДНОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА.....	135
Нуриева А.Ф. ИССЛЕДОВАНИЕ ПОЧВ ЛЕСОПАРКОВЫХ ЗОН ГОРОДА КАЗАНИ НА СОДЕРЖАНИЕ НИТРАТОВ И МИКРОМИЦЕТОВ	146
Сабанцев Д.Н. СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ТРОФИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ ПОЧВООБИТАЮЩИХ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ТРЕУГОЛЬНЫХ ДИАГРАММ.....	152

Сибгатуллина М.Ш., Марасов А.А. ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ И ТРАВЯНИСТЫХ РАСТЕНИЯХ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ РЕСПУБЛИКИ ТАТАРСТАН.....	161
Файзрахманова Э.Р., Валеева А.А. АНТРОПОГЕННАЯ ЭВОЛЮЦИЯ СЕРЫХ ПОЧВ ВОЛЖСКО-КАМСКОЙ ЛЕСОСТЕПИ	171
Яковлева А.В. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООБЕНТОСА БАССЕЙНА Р.ЦИВИЛЬ (ЧУВАШСКАЯ РЕСПУБЛИКА)	176
ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ.....	185
Акайкин Д.В. ИЗМЕНЕНИЕ ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ СВОЙСТВ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ИХ ИСХОДНОЙ ВЛАЖНОСТИ	185
Белова Е.Б., Колсанова Р.Р. ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИИ ПОЧВЕННЫХ НЕМАТОД	194
Каримуллин Л.К. ДИНАМИКА ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ	204
Мустафина Л.К., Юранец-Лужаева Р.Ч., Габидуллина И.И. ПОВЕДЕНИЕ ИОНОВ МЕТАЛЛОВ В РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМАХ И ФАКТОРЫ ЕГО ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ	210
ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ	219
Галимова А.Р. ОЦЕНКА РИСКА ПОТРЕБЛЕНИЯ ВОДОПРОВОДНОЙ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ ПО ЗОНАМ В Г. КАЗАНИ: ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ.....	219
Сизов А.Н., Шагидуллин А.Р. УДЕЛЬНЫЕ ЗНАЧЕНИЯ ВЫБРОСОВ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ АВТОТРАНСПОРТОМ РАЗЛИЧНЫХ КАТЕГОРИЙ НА ТЕРРИТОРИИ Г. КАЗАНИ.....	230

ГЕОЭКОЛОГИЯ И РЕКРЕАЦИОННАЯ ГЕОГРАФИЯ	235
Глобова С.А. ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ ОСВОЕННОСТИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ РТ ДЛЯ ОТДЕЛЬНЫХ ВИДОВ ТУРИЗМА	235
Каримова А.И. ОСНОВЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ ПОВЕРХНОСТНОГО СТОКА МАЛЫХ РЕК	244
Рысаева М.А. СОВРЕМЕННОЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ И ФАКТОРЫ РАЗВИТИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ТУРИЗМА В ФИНЛЯНДСКОЙ РЕСПУБЛИКЕ	252
Сабанаев Р.Н., Никитин О.В., Бравков А.П., Ежкова М.Н. НЕКОТОРЫЕ ПРОБЛЕМЫ, СВЯЗАННЫЕ С НАГРУЗКОЙ ПОВЕРХНОСТНЫХ ЛИВНЕВЫХ СТОКОВ НА ВНУТРИГОРОДСКИЕ ВОДОЕМЫ	261
Шарафутдинов Э.А. РАЗРАБОТКА МОДЕЛИ УСПЕШНОГО РЕКРЕАЦИОННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПРИРОДНОГО ОБЪЕКТА БЕЗ УЩЕРБА ДЛЯ ЕГО СОХРАНЕНИЯ.....	269
 ГЕОЛОГИЯ И РАЦИОНАЛЬНОЕ НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЕ	275
Валеева С.Е. О ТИПЕ ЗАЛЕЖЕЙ В БОБРИКОВСКИХ ОТЛОЖЕНИЯХ	275
Ильясова А.З. РАСЧЕТ ЭФФЕКТИВНОСТИ БУРЕНИЯ ГОРИЗОНТАЛЬНЫХ СКВАЖИН С МНОГОСТАДИЙНЫМ ГИДРОРАЗРЫВОМ ПЛАСТА С УЧЕТОМ ИХ ГЕОЛОГИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ	283
 ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ РАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ	291
Аюпова А.Р., Сермягина В.Ю. ПОРЯДОК ОПРЕДЕЛЕНИЯ И ВЗИМАНИЯ ПЛАТЫ ЗА НЕГАТИВНОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ: ПРОБЛЕМЫ ПРАВОВОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ	291
Дьячкова А.С. РЕЖИМ ПЕРЕВОДА ЗАПОВЕДНИКОВ В НАЦИОНАЛЬНЫЕ ПАРКИ	301
Гиндуллина А.С. ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПОЛИТИКИ В СОВРЕМЕННОЙ РОССИИ В СООТВЕТСТВИИ С ПОЛОЖЕНИЯМИ КОНЦЕПЦИИ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ.....	304

Заманов Р.Д. ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АСПЕКТ ПРАВОВОГО РЕЖИМА ИМУЩЕСТВЕННЫХ КОМПЛЕКСОВ, СОЗДАВАЕМЫХ ПРИ ОСУЩЕСТВЛЕНИИ ПОИСКОВЫХ РАБОТ В СФЕРЕ НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЯ И ПРИ РАЗРАБОТКЕ МЕСТОРОЖДЕНИЙ	310
Садриева И.А. ВОПРОСЫ ПРАВОВОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРИ ТРАНСПОРТИРОВКЕ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ ...	319

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ БИОТЕХНОЛОГИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЕ

УДК 628.353

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ПРОЦЕССА БИОФИЛЬТРАЦИИ СТОЧНЫХ ВОД ПРОИЗВОДСТВА НИТРАТОВ ЦЕЛЛЮЛОЗЫ

Абитаева И.У., магистрант

Агзамов Р.З., к.т.н., ассистент

Кобелева Й.В., аспирант

Кирилина Т.В. к.т.н., ассистент

E-mail: Inurashka@mail.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Исследован процесс биофильтрации модельного раствора сточных вод, а также промышленного стока производства нитроцеллюлозы. Отмечено, что в условиях аэрируемого биофильтра с использованием специализированного микробиоценоза может быть достигнуто комплексное удаление органических веществ, а также неорганических веществ, таких как нитриты, нитраты, сульфаты.

Ключевые слова: биологическая очистка, биофильтрация, сточные воды производства нитроцеллюлозы, сульфат-редукция.

Введение

Для процесса производства нитратов целлюлозы характерно образование значительного количества сточных вод. При этом представляется очевидным, что сброс недостаточно очищенных сточных вод обуславливает возрастание антропогенной нагрузки на окружающую среду.

Для снижения вредного воздействия стоков на природные водоемы на промышленных предприятиях используются станции нейтрализации, где значения показателя рН сточных вод поддерживают в диапазоне нейтральных значений от 6.5 до 8.5 путем внесения в среду щелочных растворов каустической соды или известкового молока. Кроме того на предприятиях по производству нитроцеллюлозы

(НЦ) предусмотрено удаление из воды взвешенных частиц путем их седиментации в отстойниках-шламонакопителях.

Однако сточные воды, прошедшие обработку вышеописанными методами, характеризуются превышением содержания растворенных соединений, а именно сульфат-, нитрит-, и нитрат-ионов, а также некоторых органических веществ сверх предельно допустимых значений для сбросов в водоемы рыбохозяйственного назначения. Большинство из указанных растворенных веществ эффективно утилизируется микроорганизмами в качестве источников питания (субстрата) для собственного роста и развития (Семенова, 2008). В связи с этим физико-механические методы обработки сточных вод могут быть эффективно дополнены методами их биологической очистки.

Одним из методов биологической обработки сточных вод является их биофильтрация. Известно, что биофильтрация сточных вод обладает рядом преимуществ по сравнению с их очисткой суспензионной биомассой в аэротенках (Агзамов, 2012). В этой связи актуальным является изучение биофильтрации сточных вод рассматриваемых производств.

На первом этапе настоящей экспериментальной работы исследовался процесс биофильтрации модельных растворов сточных вод. Для этой цели использовалась лабораторная биофильтрационная установка с аэрируемыми секциями. В дальнейших исследованиях на биофильтрацию подавалась реальная сточная вода – химически загрязненный сток производства НЦ.

Биофильтрация модельного раствора сточных вод

Аэрируемый биофильтр представлял собой прямоугольный резервуар, выполненный из органического стекла и разделенный на 5 последовательных вертикальных секций высотой 500 мм и поперечным сечением 50×55 мм, оснащенных индивидуальными системами аэрации. С целью снижения гидравлического сопротивления потоку, уменьшения заиливания, а также для простоты отбора проб воды, 2-я и 4-я секции биофильтра оставались свободными от загрузки. В качестве загрузки биофильтра использовался керамзит. Время пребывания в биофильтре модельного раствора сточных вод не превышало 6 часов. На рисунке 1 представлена схема лабораторного биофильтра.

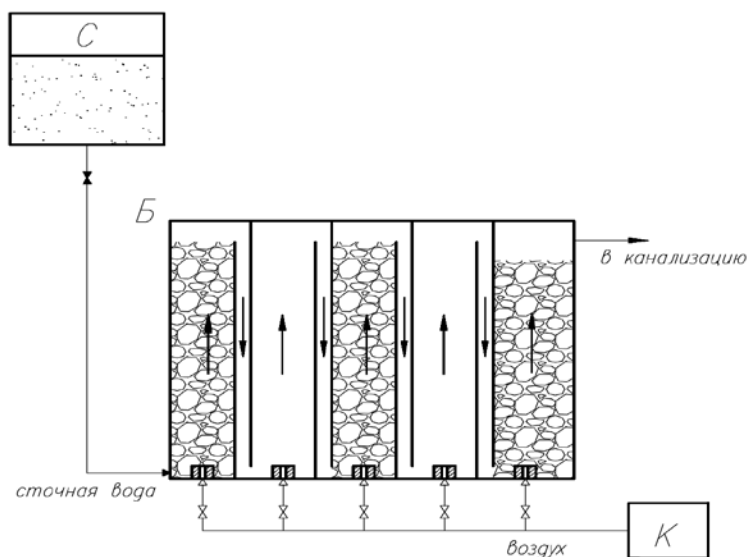


Рис. 1. Схема экспериментального аэрируемого биофильтра: Б – биофильтр; С – емкость-сборник поступающих на очистку сточных вод; К – компрессор для аэрации

В качестве культуральной среды выступал раствор биогенных веществ, содержащий инокулят – сообщество микроорганизмов «КТ» с титром 2×10^8 КОЕ/мл. Раствор биогенных веществ содержал, г/дм³: сахара – 20; NH₄Cl – 0.1; KH₂PO₄ – 0.015.

В состав инокулята входят, в частности, *Bifidobacterium animalis* и др. виды, *Lactobacillus casei* и др. виды, *Streptococcus lactis*, *Rhodopseudomonas palustris*, *Rhodobacter sphaeroides*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Candida utilis*, *Streptomyces albus*, *Streptomyces griseus*, *Aspergillus oryzae*, *Mucor hiemalis*.

С целью накопления биомассы на керамзите предварительно проводилась циркуляция активированной микробной суспензии в биофильтрационной системе в течение 7 суток.

Процесс непрерывной биофильтрации сточных вод по окончании пускового периода, связанного с накоплением биомассы на поверхности загрузки биофильтра и обеспечения эффективного удаления компонентов сточных вод, занимал не менее 14 суток.

Эффективность очистки модельного раствора сточных вод в лабораторной биофильтрационной установке в период ее испытания оценивали по изменению основных физико-химических показателей (табл. 1). Количественное определение ионов аммония, нитрит- и нитрат-ионов производилось по стандартным методикам (ПНД Ф 14.1:2.1-95; ПНД Ф 14.1:2.4-95; ПНД Ф 14.1:2.4.4-95). Содержание сульфатов определяли с помощью

гликолевого реагента в кислой среде, химическое потребление кислорода (ХПК) - методом бихроматной окисляемости.

Таблица 1. Изменение показателей модельного раствора сточной воды в процессе биофильтрации

Показатель	Поступающая сточная вода	Очищенная сточная вода
ХПК, мг O ₂ /дм ³	100-240	менее 20
N-NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	6.4-11.5	4.4-6.7
N-NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0.03-0.2	менее 0.01
N-NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	2.2-2.5	менее 0.2
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	311-459	256-297
pH	5.8-6.5	7.0-8.1

Значения основных физико-химических показателей модельного раствора сточной воды в процессе биофильтрации позволяют сделать вывод о том, что наблюдалось глубокое удаление азота нитритов и нитратов, а также органических веществ, оцениваемых по значениям ХПК. Эффективность очистки сточных вод от аммонийного азота составляла не менее 36%, от сульфат-ионов – не менее 18%.

Исследование процесса биофильтрации сточных вод производства НЦ

С целью подтверждения полученных результатов, свидетельствующих о возможности применения биофильтрационной очистки сточных вод с обеспечением ее достаточно высокой эффективности, на следующем этапе исследований был проанализирован процесс очистки промышленных сточных вод. Исследования проводились в аэрируемой биофильтрационной установке. Ранее было показано, что в процессе ее эксплуатации в загрузке биофильтра чередуются аэробные, анаэробные и аноксические зоны, обуславливающие развитие различных микробных групп для глубокого удаления комплекса веществ, являющихся примесями сточных вод (Кирилина и др., 2012).

Аналогично первому этапу экспериментальных исследований для первичного накопления биомассы в биофильтрационной системе проводили рецикл культуральной среды объемом 10 дм³ через биофильтр в течение 7 дней. В качестве инокулята использовали описанный выше консорциум микроорганизмов.

Воду в биофильтр непрерывно подавали перильстатическим насосом. Время пребывания воды в биофильтре составляло от 5 до 6 часов. По окончании пускового периода на биофильтрацию непрерывно подавали химически загрязненный смешанный

производственный сток. Эффективность биофильтрации сточных вод оценивали по изменению их основных физико-химических характеристик.

Результаты изменения показателя ХПК представлены на рисунке 2.

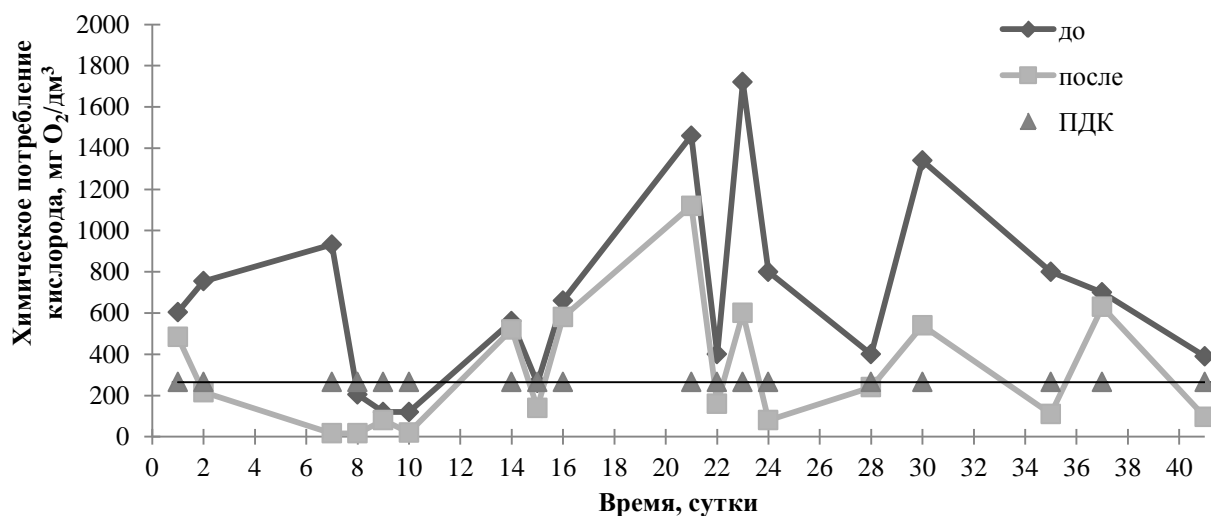


Рис. 2. Изменение ХПК в сточной воде в процессе биофильтрации

Концентрация органических веществ в поступающем стоке варьировала в широких пределах от 120 мг/дм³ до 1720 мг/дм³ (рис.2). При этом величина удаления органических веществ по ХПК составляла от 40 мг/дм³ до 1120 мг/дм³.

В процессе исследований отмечено, что постепенное увеличение нагрузки по органическим веществам приводит к увеличению эффективности их удаления (1, 2 и 7 сутки). Однако, согласно полученным данным, наиболее эффективное снижение органических веществ наблюдается при ХПК не более 1000 мг O₂/дм³.

Поддержание постоянной нагрузки по органическим веществам также приводит к увеличению эффективности их удаления (9 и 10 сутки). Резкое уменьшение нагрузки по органическим веществам приводит к увеличению количества взвешенных веществ на выходе из биофильтра (22 и 28 сутки) и уменьшению количества удаленных органических веществ.

Количество аммонийного азота в поступающем стоке незначительно и, очевидно, является недостаточным для конструктивного обмена микроорганизмов в составе биопленки. Отмечено увеличение концентрации ионов аммония в очищенной воде в среднем в 2.8 раза, вероятно, связанное с отмиранием части биомассы.

В процессе биофильтрации наблюдается стабильное уменьшение концентрации нитратов, вероятно, в результате протекания процессов денитрификации и других анаэробных процессов.

Изменение концентрации нитрит-ионов имеет не столь однозначный характер. Наряду с уменьшением концентрации нитритов, связанным, вероятно, с их биологическим окислением до нитратов согласно 2-ой фазе нитрификации, наблюдается и увеличение их концентраций в сточной воде (8, 16 и 28 сутки), что может быть вызвано протеканием разнообразных процессов, например, окислением аммонийного азота (1-ая фаза нитрификации).

Эффективность удаления нитритов и нитратов в процессе биофильтрации составляет, в среднем, 75-76%.

На протяжении первых 30-ти суток непрерывного процесса биофильтрации концентрация ионов аммония в поступающем стоке меняется в пределах от 0.04 мг/дм³ до 0.52 мг/дм³, нитрит-ионов от 0.1 мг/дм³ до 2.28 мг/дм³, нитрат-ионов от 4 мг/дм³ до 80.7 мг/дм³.

На рисунке 3 представлено изменение концентрации общего азота в системе.

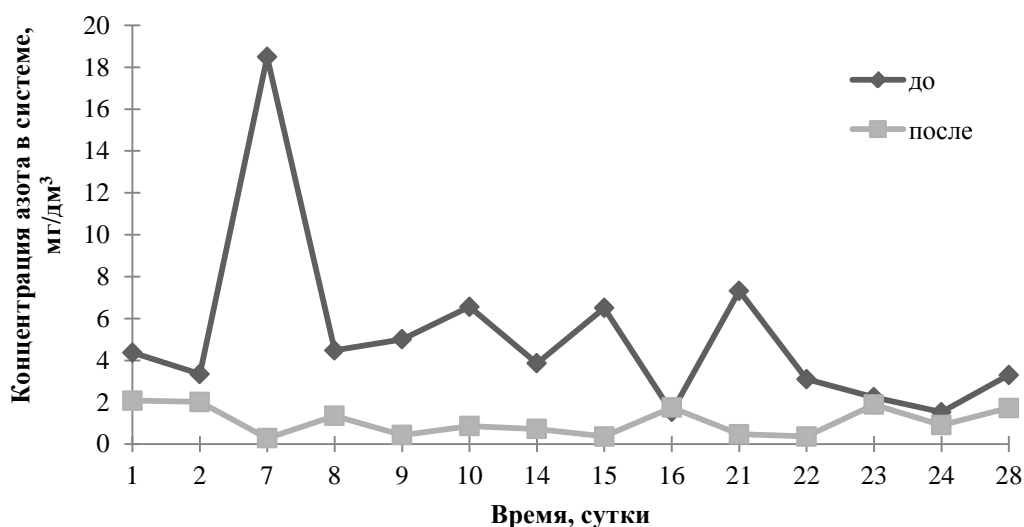


Рис. 3. Изменение концентрации общего азота в системе в процессе биофильтрации

По совокупности полученных экспериментальных данных наблюдается глубокое удаление неорганических форм азота из системы (рис.3), предположительно в виде атмосферного азота – безопасного для окружающей среды компонента. Такое предположение сделано на том основании, что из всех неорганических соединений

азота в сточной воде преобладают нитраты, удаление которых происходит благодаря процессу денитрификации с последовательным ферментативным восстановлением нитратов до нитритов и далее до газообразных форм азота. Все бактерии-денитрификаторы являются факультативными аэробами и анаэробами, при этом в анаэробных условиях денитрификация протекает интенсивнее (Терентьев, 2003). С увеличением времени эксплуатации биофильтра, накоплением биомассы, задерживанием частиц нитроцеллюлозы, и, как результат, формированием анаэробных зон в объеме биофильтра и биопленок, количество удаляемых нитратов увеличивается.

На рисунке 4 представлены результаты изменения сульфат-ионов в процессе биофильтрации сточных вод.

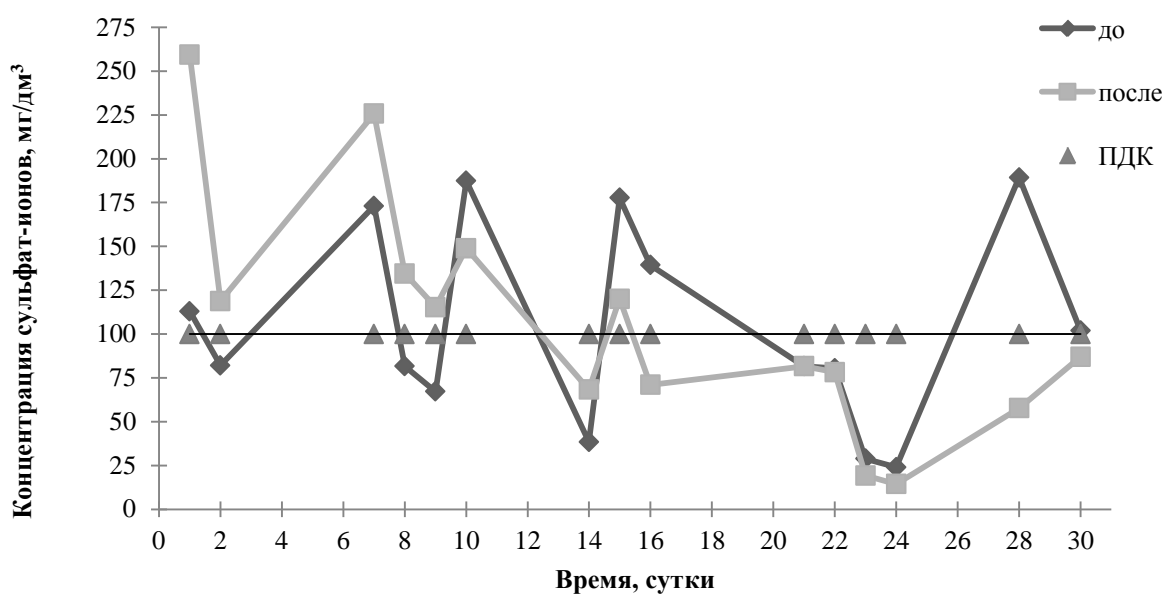


Рис. 4. Изменение концентрации сульфат-ионов в процессе биофильтрации

Поступающий сток характеризовался непостоянством качественного и количественного состава, причем зачастую концентрации сульфат-ионов в сточной воде превышают нормы для сброса в водоемы рыбохозяйственного назначения. Тем не менее, по мере развития биопленки и увеличения ее биомассы, следует ожидать развития процессов сульфат-редукции соответствующими микроорганизмами биоценоза в анаэробных и аноксических зонах загрузки биофильтра. Тенденция к этому отчетливо наблюдается на рисунке 4, начиная с 9-10-х суток.

В процессе исследований было отмечено выпадение осадка волокнистой структуры в секциях 2 и 4, свободных от керамзита. Массовая доля нитроцеллюлозы в осадке из секции 2 составляет 9.5%, из 4 секции – 5.6%. Эти данные свидетельствуют о «проскоке» взвешенных веществ (нитроцеллюлозы) в составе сточных вод, поступающих на биофильтрацию из первичных отстойников. Следует отметить, что в результате механической фильтрации около половины взвешенных веществ (нитроцеллюлозы) задерживается в секции, заполненной керамзитом.

Анализ изменения концентрации сульфатов в процессе биофильтрации позволяет выявить некоторую закономерность. Так, обнаружено, что чем больше содержание сульфатов в поступающем стоке, тем наблюдается их большее удаление в процессе биофильтрации, и чем меньше содержание сульфатов в поступающем стоке, тем больше их образуется на выходе из установки. Выявленная тенденция, вероятно, связана с комплексной деятельностью сероокисляющих и сульфатредуцирующих микроорганизмов биофильтрационной системы. Наличие большого количества сульфатов, являющихся субстратом для сульфатредукторов, обуславливает более заметный вклад сульфатредукторов в комплексный процесс трансформации соединений серы, чем сероокисляющих. При незначительном количестве сульфатов деятельность сероокисляющих микроорганизмов более заметна.

Общее число гетеротрофных микроорганизмов, распределенных в объеме биофильтра по секциям, составляло: 1 секция – 22×10^7 КОЕ/см³; 3 секция – 12×10^7 КОЕ/см³; 5 секция – 9×10^7 КОЕ/см³. Представленные значения свидетельствуют о наиболее интенсивном потреблении доступного субстрата в первой секции. При этом следует отметить, что последняя секция биофильтра выступает дополнительно в качестве механического фильтра.

Таким образом, результаты проведенной экспериментальной работы позволяют сделать вывод о том, что для эффективной биологической очистки сточную воду следует предварительно кондиционировать по следующим показателям и их значениям:

- pH 6.8 – 7.5;
- N-NH₄⁺ от 10 до 60 мг/дм³;
- ХПК не более 800 мг O₂/дм³.

Вместе с тем отмечено, что содержание нитратов в исследуемых пробах соответствовало нормам на сброс очищенной воды в водоемы рыбохозяйственного назначения.

По истечении 14 суток эксперимента в системе отмечалось усиление роли анаэробных микроорганизмов в составе биопленки, что приводило к снижению концентрации сульфат-ионов в результате их восстановления.

Кроме того, известно, что восстановленные соединения способствуют химическому разложению НЦ (Петрова, 2004), вступая в реакцию с нитрогруппами в ее составе. При этом НЦ способна переходить в целлюлозу, тем самым, повышать биохимический показатель сточных вод.

На протяжении всего периода эксплуатации биофильтрационной системы количество биомассы иммобилизованной на керамзите трех секций составляло в среднем 53.7 г. При этом на протяжении всего эксперимента максимальное количество массы, иммобилизованной на поверхности керамзита, наблюдалось в первой секции биофильтрационной установки, микроорганизмы которой проявляли наименьшую дыхательную активность.

Согласно полученным экспериментальным данным, в течение пяти месяцев биофильтрации количество гетеротрофной биомассы в составе микробиоценоза системы увеличилось в среднем на 73%.

В пусковой период работы биофильтрационной системы микробиоценоз представлен, главным образом, гетеротрофными микроорганизмами, входящими в состав консорциума «КТ», в частности *Lactobacillus sp.*, *Lactococcus sp.*, *Streptococcus sp.*, *Rhodospseudomonas sp.* После завершения пускового периода по мере поступления на очистку производственных сточных вод микробиоценоз консорциума «КТ» обогащается микроорганизмами сточной воды.

Заключение

Исследован процесс биофильтрации модельного раствора сточных вод производства нитроцеллюлозы в аэробных и анаэробных условиях.

Отмечено, что в условиях аэрируемой биофильтрации устойчиво обеспечивается снижение концентраций органических веществ, также нитрит- и нитрат- ионов.

Показано, что эффективность микробной утилизации сульфат-ионов исследованным микробиоценозом растет по мере развития биопленки и формирования анаэробных и аноксических зон в биофилт্রে.

Список литературы

1. Агзамов Р.З., Сироткин А.С., Братилова О.Б., Петров С.Е., Хацринов А.И., Михайлов Ю.М. Биологические методы утилизации отходов производства нитроцеллюлозы // Вестник Казанского технологического университета. 2012. Т. 15, № 20. С.172-175.
2. Кирилина Т.В., Сироткин А.С., Денеке М. Пространственное распределение азоттрансформирующих микроорганизмов в процессе биофльтрации сточных вод // Вода: химия и экология. 2012. №5. С. 60-65.
3. Петрова О.Е. Трансформация нитроэфира целлюлозы сульфатредуцирующей бактерией *Desulfovibrio desulfuricans* 1388: Дисс. ... канд. техн. наук. СПб, 2004. 114 с.
4. ПНД Ф 14.1:2.1-95. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера. Утв.: Минприроды России, 20.03.1995. 22 с.
5. ПНД Ф 14.1:2.4-95. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации нитрит-ионов в природных и сточных водах фотометрическим методом с салициловой кислотой. Утв.: Министерство охраны окружающей среды и природных ресурсов РФ, 20.03.1995. 16 с.
6. ПНД Ф 14.1:2.4.4-95. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации нитрат-ионов в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с салициловой кислотой. Утв.: ФБУ Федеральный центр анализа и оценки техногенного воздействия, 23.03.2011. 18 с.
7. Семенова Е.Н., Сироткин А.С. Процессы биотрансформации азота в технологиях очистки сточных вод // Вестник Казанского технологического университета. 2008, №1. С. 42-52.
8. Терентьев В.И. Биотехнология очистки воды. СПб.: Гуманистика, 2003. 272 с.

АНАЛИЗ ФОСФОЛИПИДНЫХ ЖИРНЫХ КИСЛОТ МИКРООРГАНИЗМОВ В УСЛОВИЯХ ЧИСТОЙ КУЛЬТУРЫ

Ахметшина Э.А., студент

E-mail: mira-axmetshina@mail.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Выполненная работа посвящена изучению влияния стрессовых условий на изменения количественного и качественного состава фосфолипидных жирных кислот (ФЖК) денитрифицирующих бактерий. Она заключалась в экспериментальном исследовании биомаркерных систем на основе бактерий *Paracoccus denitrificans* LK, инкапсулированных в различных условиях с целью выявления влияния стрессовых факторов на состав ФЖК. Показано, что наиболее значимое действие системы оказывает стрессовый фактор уменьшения объема среды.

Ключевые слова: фосфолипидных жирных кислот (ФЖК), биомаркеры, инкапсулирование, бактерии *Paracoccus denitrificans* LK.

Введение

Фосфолипиды бактерий, также как фосфолипиды животных и растений, являются важнейшими структурными и функциональными компонентами клетки. Они участвуют в адаптации организма к окружающей среде, обладают разнообразной биологической активностью и могут рассматриваться как природные биомаркеры (Жукова, 2009).

Микробные биомаркеры являются индикаторами микроорганизмов в популяциях и представляют собой химические компоненты микробных клеток, которые могут быть проанализированы в микробных образцах, т.е. качественно и количественно интерпретированы с точки зрения присутствия характерных клеточных компонентов в микробной биомассе. Как биомаркеры наиболее важную информацию о состоянии клеток в популяции несут мембранные липиды и соответствующие им жирные кислоты, поскольку они являются важнейшими

компонентами каждой живой клетке и имеют большое структурное разнообразие в сочетании с высокой биологической специфичностью (табл. 1).

Таблица 1. Липидные маркеры для таксономических групп микроорганизмов

Липидный маркер	Организм
i15:0, a15:0, 15:0, 16:1w5, i17:0, 17:0, 18:1w7	Большинство бактерий
Разветвленные фосфолипиды жирных кислот	Грамположительные бактерии
Мононенасыщенные жирные кислоты	Грамотрицательные бактерии
10Me18:0	Актиномицеты
18:2w6c, 18:3w6c, 18:3w3c	Грибы
16:1w8c, 16:1w6c	Метанотрофы I
18:1w8c, 18:1w8t, 18:1w6c	Метанотрофы II
10Me16:0, cy18:0 (w7,8)	<i>Desulfobacter</i>
i17:1w7c, i15:1w7c, i19:1w7c	<i>Desulfovibrio</i>
17:1w6, 15:1	<i>Desulfobulbus</i>
i17:1w5, 10Me18:1w6, 11Me18:1w6	<i>Thiobacillus</i>
cy15:1	<i>Clostridia</i>
18:2w6	<i>Cyanophytes</i>
16:1w3t, 20:5w5, 20:5w3	<i>Diatoms</i>
16:1w13t, 18:3w3, 18:1w9	Зеленые водоросли
18:1w9, 18:1w11, 18:3w3, 20:5w3, 26:0	Высшие растения

Использование липидных маркеров не ограничивается только микроорганизмами, они могут быть применены более широко, например, чтобы охарактеризовать седименты (осадки) с точки зрения энергетического запаса в осадке.

Фосфолипиды имеют несколько особенностей, которые увеличивают их использование в качестве индикатора стресса окружающей среды. Они являются ключевыми компонентами клеточной мембраны, что позволяет им реагировать как на внутриклеточные, так и на внеклеточные условия среды. Такие характеристики фосфолипидов, которые характерны для стресса окружающей среды, могут быть использованы как индикаторы экологического мониторинга и оценки окружающей среды (Guckert, Hood, White, 1986; Heipieper et al., 1995; Heipieper et al., 1996).

В настоящей работе обсуждаются результаты экспериментальных исследований изменения содержания фосфолипидных жирных кислот в составе клеточной стенки бактерий *Paracoccus denitrificans* LK под воздействием стрессовых условий, создаваемых лимитом субстрата (субстратным голоданием), а также

уменьшением объема среды; при этом изучались бактериальные клетки в инкапсулированном состоянии.

Настоящие исследования были проведены в июне-июле 2012 г. в ходе 8-недельной практики в лабораториях кафедры технических наук факультета окружающей среды Университета Яна Евангелиста Пуркине, г. Усти над Лабем, Чехия. Кураторами исследований являлись кандидат наук, ассистент Й. Трёгл, а также кандидат наук, преподаватель-инженер Т. Бровдыова. Руководителем работ в Казанском национальном технологическом университете является заведующий кафедрой промышленной биотехнологии, доктор технических наук, профессор А.С. Сироткин.

Выполнение анализов бактериальных проб на содержание фосфолипидных жирных кислот проводилось в кооперации с Институтом неорганической химии Академии наук Чешской республики.

В ходе исследований последовательно выполнялись следующие экспериментальные этапы:

1. Культивирование бактерий *Paracoccus denitrificans LK* на глюкозной питательной среде.

2. Инкапсулирование проб бактериальной суспензии в условиях богатой питательной среды и без нее (субстратное голодание), а также в разных объемах питательной среды и фосфатного буфера с анализом проб на содержание фосфолипидных жирных кислот (ФЖК).

Культивирование бактерий *Paracoccus denitrificans LK*

Предварительное культивирование микроорганизмов проводилось с целью получения инокулята для дальнейшего приготовления иммобилизованных форм микробных клеток.

Культивирование культуры микроорганизмов *Paracoccus denitrificans LK* проводилось в течении 6 суток при температуре 25 °С на богатой питательной среде. О результатах культивирования судили по измерению оптической плотности при длине волны 600 нм на спектрофотометре, значения которой должны были составлять не менее 0.15 (табл.2). В контрольной пробе использовалась деионизированная вода.

Оптическая плотность, измеренная при 600 нм, отражает концентрацию клеток в питательной среде и составляет 0.2332, что соответствует концентрации клеток, характерных для инокулята.

Таблица. 2. Результаты измерения оптической плотности

Проба	Оптическая плотность (D)	Длина волны, нм
Деионизированная вода	0.0798	600
Бактериальная суспензия	0.2332	

Инкапсулирование проб бактериальной суспензии и анализ состава и содержания ФЖК

На основе полученного инокулята было приготовлено и обработано 5 инкапсулированных образцов в различных условиях (табл. 3) с целью оценки воздействия стрессовых факторов – голодания, а также разных объемов питательной среды и фосфатного буфера на количество и состав ФЖК как биомаркеров этого стресса. Выбор объемов бактериальной суспензии, питательной среды, а также фосфатного буфера как замены питательной среды осуществлялся на основании предыдущего опыта исследований. В таблице 3 также приведены обобщенные результаты многочисленных исследований состава ФЖК, а также цис- и транс-изомеров в их составе.

Анализ содержания ФЖК в клетках проводили по истечении 24 часов их экспозиции в инкапсулированном состоянии.

Выделение фосфолипидов из клеток является последовательным многоступенчатым процессом, включающим:

- экстракцию фосфолипидов органическими растворителями;
- выделение из смеси липидной фракции;
- отгонку растворителей с целью получения концентрата фосфолипидов;
- качественный и количественный анализ концентрата фосфолипидов с использованием газового хроматографа.

Таким образом, для анализа пробы подвергались многоступенчатой экстракции и анализируются на содержание фосфолипидных жирных кислот с помощью газовой хроматографии.

Таблица 3. Обобщенные результаты определения содержания фосфолипидных жирных кислот (ФЖК) в инкапсулированных бактериальных образцах

№ образца	Состав инкапсулированных образцов	Общее содержание ФЖК, мг/кг сухой массы	Содержание цис-изомеров, мг/кг сухой массы	Содержание транс-изомеров, мг/кг сухой массы
1	2 мл бактериальной суспензии, 35 мл ПС	39.3	не обн.	3.0
2	2 мл бактериальной суспензии, 7 мл ПС	21.9	6.8	не обн.
3	1 мл бактериальной суспензии, 35 мл ПС	23.8	2.2	не обн.
4	2 мл бактериальной суспензии, 35 мл фосфатного буфера	36.4	2.4	не обн.
5	2 мл бактериальной суспензии, 7 мл фосфатного буфера	14.8	не обн.	не обн.

Первые 3 образца получены в условиях инкапсулирования с богатой питательной средой, а образцы 4 и 5 – с полной заменой субстрата на фосфатный буфер. Принципиально показано, что замена питательной среды приводит к уменьшению общего содержания ФЖК от 9 до 32% в соответствующих парах образцов (1 и 4, а также 2 и 5).

Образец 1 выбран в качестве контрольной пробы и отличается максимальным количеством ФЖК. Контрольная проба предполагала инкапсулирование бактерий в богатой питательной среде.

Образец 2 находился под воздействием незначительного стресса, которым являлось внесение меньшего количества субстрата при инкапсулировании бактерий в отличие от контрольной пробы.

Образец 3 мог быть контрольной пробой, однако, общее содержание ФЖК составило немногим более 60% от их содержания в образце 1.

Образцы 4 и 5 демонстрировали очевидное стрессовое воздействие на микробные клетки и обнаруживали значительные отличия в количественном и качественном содержании фосфолипидных жирных кислот от других образцов, а также между собой.

Анализ изменения общего содержания фосфолипидных жирных кислот

Результаты сравнительного анализа изменения общего количества фосфолипидных жирных кислот (ФЖК) в микробных клетках в ответ на субстратное голодание приведены на рисунке 1.

На рисунке 1 представлены данные содержания ФЖК для микробных образцов, инкапсулированных на богатой питательной среде и в отсутствие субстрата при прочих одинаковых условиях.

Согласно данным рисунка 1, бактерии, инкапсулированные в отсутствие субстрата, отличаются меньшим содержанием фосфолипидных жирных кислот в сравнении с контрольным образцом. Так, для микробного образца, полученного в условиях культивирования в благоприятных условиях, содержание фосфолипидных жирных кислот составляет 39.3 мг/кг сухой массы. При этом полная замена питательной среды на фосфатный буфер приводит к снижению общего количества фосфолипидных жирных кислот на 9%.

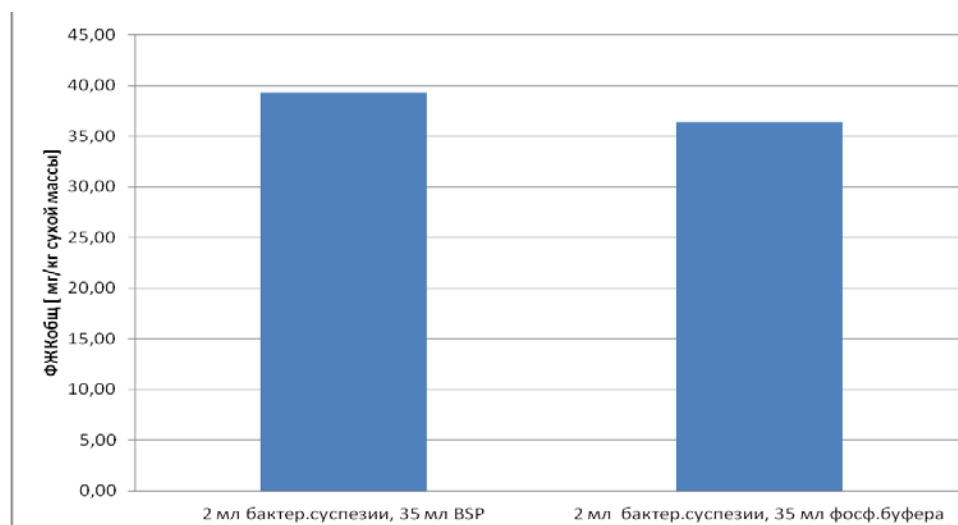


Рис. 1. Общее содержание ФЖК для инкапсулированных образцов

Большинство стрессов со стороны окружающей среды воздействуют на клетки, что проявляется в увеличении проницаемости клеточной мембраны микроорганизмов. Изменение химического состава клеточных мембран приводит к нарушению липидного бислоя мембран, что обуславливает их неспецифическую проницаемости (Diefenbach, Keweloh, 1994). Это может повлиять на транспортные системы, ведущие к увеличению или ингибированию активности трансмембранных

белков. Изменение состава ФЖК нейтрализует увеличение проницаемости мембран, что является одним из механизмов адаптации микроорганизмов к неблагоприятным условиям среды с компенсацией негативных эффектов.

Данные, представленные на рисунке 2, свидетельствуют о снижении общего количества ФЖК в ответ на незначительный стресс, под которым понималось снижение количества вносимого субстрата в сравнении с контрольным на 80%.

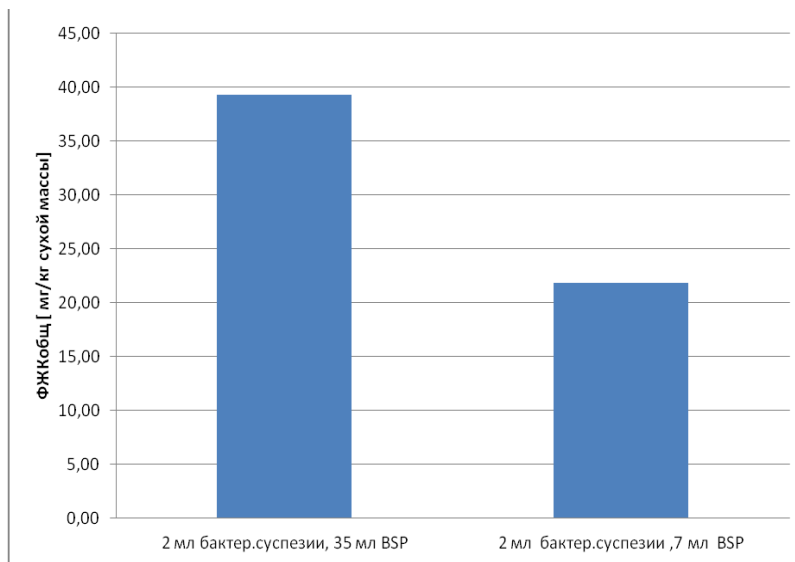


Рис. 2. Общее содержание ФЖК для инкапсулированных образцов

Как следует из данных рисунка 2, дефицит субстрата приводит к уменьшению общего содержания ФЖК в образце на 44%, что практически в 5 раз больше, чем при полном отсутствии субстрата. Данный факт может быть связан с дополнительным стрессированием клеток продуктами метаболизма в среде меньшего объема; такой стресс нехарактерен для системы с фосфатным буфером в отсутствии субстрата.

Данные на рисунке 3 являются результатами сравнительного анализа общего количества ФЖК в условиях замены питательной среды на фосфатный буфер для различных образцов.

Бактериальные клетки в обоих образцах находятся в условиях субстратного голодания. При этом содержание фосфолипидных жирных кислот для микробного образца, инкапсулированного в 7 мл буфера на 41% меньше, чем для образца, инкапсулированного в 35 мл буфера. Выявленная разница может быть обусловлена тем, что в отсутствии субстрата продукты автолиза оказывают дополнительное негативное воздействие на клетки, вызывают их гибель и, как результат, распад ФЖК.

При этом очевидно, что в меньшем объеме среды накопление этих продуктов значительнее, а их воздействие существеннее, чем в большем объеме.

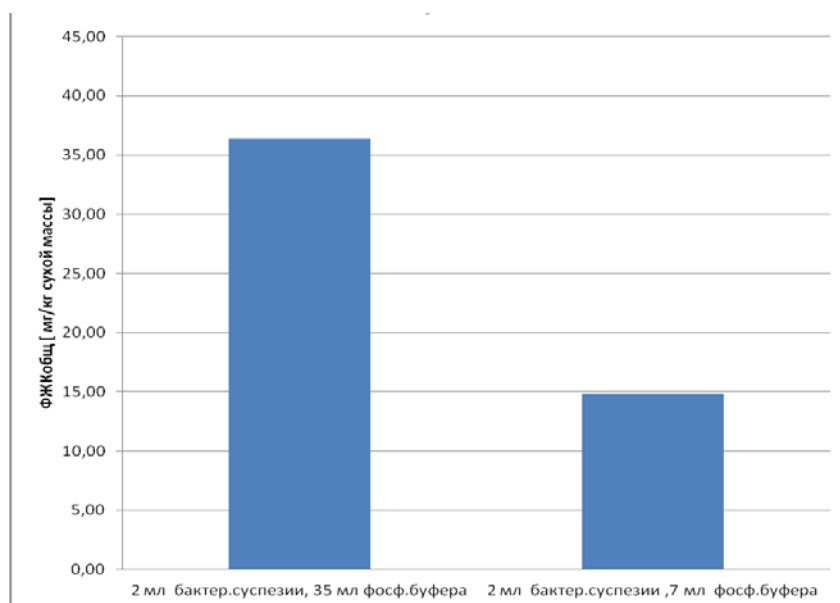


Рис. 3. Общее содержание ФЖК для инкапсулированных образцов

Выводы

1. Экспериментально показано, что бактерии, инкапсулированные в условиях отсутствия субстрата, отличаются несколько меньшим содержанием фосфолипидных жирных кислот в сравнении с контрольным образцом. Содержание фосфолипидных жирных кислот в клетках контрольного образца составляет 39.3 мг/кг сухой массы. Полная замена питательной среды на фосфатный буфер приводит к снижению общего количества фосфолипидных жирных кислот на 9%.

2. Весьма значимыми оказались последствия снижения количества питательной среды в исследованной системе. Снижение объема питательной среды в 5 раз в среде инкапсулированных клеток приводит к уменьшению содержания общего количества ФЖК на 80%, что, вероятно, связано со стрессированием клеток продуктами их метаболизма, накапливаемых в меньшем объеме среды.

3. Аналогично, снижение количества среды в отсутствии субстрата (фосфатного буфера) значимо повлияло на изменение содержания ФЖК вследствие накопления в меньшем объеме среды продуктов автолиза клеток. Содержание фосфолипидных жирных кислот для микробного образца, инкапсулированного в 7 мл буфера оказалось более чем на 40% меньше, чем для образца, инкапсулированного в 35 мл буфера.

4. Кроме того, результаты выполненной работы свидетельствуют о необходимости детализации качественного состава отдельных характеристик групп фосфолипидов и ФЖК в их составе для выявления механизма изучаемых феноменов.

Заключение

Выполненная работа посвящена изучению влияния стрессовых условий, создаваемых отсутствием субстрата, а также изменением объема среды культивирования на изменения количественного и качественного состава фосфолипидных жирных кислот (ФЖК) денитрифицирующих бактерий. Она заключалась в экспериментальном исследовании биомаркерных систем на основе бактерий *Paracoccus denitrificans* LK, культивированных на богатой питательной среде и инкапсулированных в различных условиях с целью выявления влияния стрессовых факторов на состав ФЖК.

В ходе выполнения работы освоена методика выделения фосфолипидов, заключающаяся в экстракции фосфолипидов органическими растворителями, выделении из экстракта липидной фракции, выпаривании растворителей с целью получения сухого остатка фосфолипидов, количественный и качественный анализ ФЖК методом газовой хроматографии.

Список литературы

1. Жукова Н.В. Жирные кислоты морских организмов: таксономические и трофические маркеры: Автореф. дис. ... д-ра. биол. наук. Владивосток. 2009. 48 с.
2. Diefenbach R. and Keweloh H. Synthesis of trans unsaturated fatty acids in *Pseudomonas putida* P8 by direct isomerization of the double bond of lipids // Arch. Microbiol. 1994. V.162. P. 120-125.
3. Guckert J.B., Hood M.A. and White D.C. Phospholipids esterlinked fatty acid profile changes during nutrient deprivation of *Vibrio cholerae*: Increases in the ratio and proportions of cyclopropyl fatty acids // Appl. Environ. Microbiol. 1986. V. 52. P. 794–801.
4. Heipieper H.J., Loffeld B., Keweloh H. and de Bont J.A.M. The trans/cis isomerization of unsaturated fatty acids in *Pseudomonas putida* S12 an indicator for environmental stress due to organic compounds // Chemosphere. 1995. V.30. P 1041–1051.
5. Heipieper H.J., Meulenbeld G., Oirschot Q.V. and de Bont J.A.M. Effect of environment factors on trans/cis ratio of unsaturated fatty acids in *Pseudomonas putida* S12 // Appl. Environ. Microbiol. 1996. V. 62. P. 2773–2777.

ЭКСПРЕСС-МЕТОД КОНТРОЛЯ И УПРАВЛЕНИЯ ПРОЦЕССОМ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД НА ОСНОВЕ БИОДИАГНОСТИКИ АКТИВНОГО ИЛА

Балымова Е.С., аспирант

E-mail: elena-balymova@rambler.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Выявлены закономерности, позволяющие прогнозировать качество биоагента и как следствие качество очищенных сточных вод в зависимости от состава химзагрязненных промстоков и состояния активного ила процесса продленной аэрации сточных вод нефтехимического комплекса. Предложен новый комбинированный показатель качества биоагента.

Ключевые слова: биодиагностика, активный ил, уравнение регрессии.

Необходимость повышения эффективности очистных сооружений, что связано на сегодняшний день с изменением и усложнением состава химзагрязненных сточных вод (многокомпонентность, более высокое содержание экотоксикантов и ксенобиотиков), – констатация очевидного факта. Это требует не только внедрения в практику современных технологий водоочистки, но и, в первую очередь, организации высокочувствительной и информативной системы техно-химического экспресс-контроля особенно в процессе функционирования действующих станций биологической очистки, зависящем от состояния активной биомассы, осуществляющей ассимиляцию поллютантов различной природы. На сегодняшний день контроль за работой действующих биостанций осуществляется на основе методов химического анализа, имеющих ограниченную информативность, так как представляют результаты прошедшего процесса биологической очистки и не позволяют учитывать скрытые факторы, влияющие на биохимические процессы в узле биологического окисления (Ковалева, Ковалев, 1987). Ранее использованное в практике микроскопирование активного ила и проведение гидробиологического анализа носили рекомендательный характер (Методика..., 1977). Но сегодня назрела необходимость систематического биомониторинга смешанных популяций

микроорганизмов. Только сочетание двух методов контроля – химического, оценивающего качество очищаемых стоков, и более чувствительного – биологического, дающего информацию о состоянии биоагента, позволит оперативно управлять процессом биологической очистки сточных вод любого состава. Имеющиеся в специальной литературе сведения о биологических методах контроля процесса очистки сточных вод с активным илом единичны и отличаются значительной трудоемкостью и длительностью осуществления, сложностью аппаратного оформления и проведения аналитических работ, высокой затратностью, а также необходимостью в высококвалифицированном персонале (Авторское свидетельство SU № 1343746, Патент RU № 2104967).

В связи с этим, существенно возрастает роль биоматематических методов диагностирования состояния микробных ценозов, т.е. расширение числа экспрессных методов для адекватной оценки и прогнозирования состояния активного ила в процессе биоочистки многокомпонентных сточных вод, его восстановительного потенциала, а также эффективности очистки в условиях непостоянства состава и условий формирования смешанной популяции микроорганизмов на основе биоматематического подхода относится к наиболее актуальным проблемам, требующих решений.

Целью настоящих исследований являлось изучение перспективности биоматематического подхода для разработки системы управления процессом биологической очистки сточных вод химического и нефтехимического комплекса на основе биодиагностики активных илов, функционирующих в изменяющихся условиях формирования смешанной популяции микроорганизмов.

Для достижения поставленной цели в работе решались следующие задачи:

1. Проведение анализа методов и критериев биодиагностики состояния активной биомассы, осуществляющей процесс биологической очистки промышленных стоков;
2. Изучение особенностей биоценоза активного ила, формирующегося на сточных водах производств органического синтеза, как модельного объекта, для выявления индикаторных микроорганизмов;
3. Изучение влияния индивидуальных специфических поллютантов химического предприятия, а также кислород потребляющих веществ на состояние исследуемого активного ила в условиях стабильной и неустойчивой работы биостанции;
4. Установление количественных

взаимосвязей между химическими, технологическими показателями функционирования системы биоочистки и состоянием биоценоза активного ила для сточных вод с одним приоритетным экотоксикантом, а также для сложных по составу сточных вод; 5. Разработка биотехнологической системы контроля и прогнозирования состояния активного ила, эффективности для управления процессом биологической очистки сточных вод нефтехимического комплекса, основанной на биодиагностике активного ила.

Объектом исследования являлся активный ил, формирующийся на сточных водах производств органического синтеза (базовое предприятие ОАО «КазаньОргсинтез»). Отбор иловой суспензии осуществляли на выходе из зоны регенератора. Исследуемый активный ил относится к низконагружаемым, функционирующий в условиях продленной аэрации (16-19 часов) сточных вод нефтехимического комплекса.

В соответствии с поставленной задачей оценку состояния активного ила проводили в процессе биологической очистки промышленных стоков, включая исходное состояние биоагента в момент смешения со сточной водой, а также после 1, 3, 5 и 19 часов аэрации, при условии индивидуального и совокупного воздействия на активную биомассу контрольных поллютантов (фенол, неионогенные синтетические поверхностно-активные вещества (нСПАВ), гликоли) и нагрузки (химическое потребление кислорода (ХПК)). При этом в работе изначально учитывали исходное состояние активного ила перед смешением с очищаемыми стоками. В работе предусматривалась оценка состояния микроорганизмов смешанной популяции по 5-балльной шкале (Балымова и др., 2012), модифицированным индексам Шеннона и Куба (Жмур, 2003). Для получения достоверной информации по возрасту и состоянию активного ила проводили на модельной установке биологической очистки сточных вод в условиях максимально приближенных к производственным. С учетом результатов собственных исследований, а также анализа производственных данных теххимического контроля диапазон изменения концентраций экотоксикантов составил: $C_{\text{фенол}} = 0.013-50 \text{ мг/дм}^3$; $C_{\text{СПАВ}} = 0.09-50 \text{ мг/дм}^3$, $C_{\text{гликоль}} = 0.09-250 \text{ мг/дм}^3$, при условии их реального и аномального содержания в химзагрязненных стоках производств органического синтеза. Величина ХПК промышленных стоков варьировалась в диапазоне 160-2000 мг/дм³.

Систематическое микроскопирование исследуемого активного ила позволило выявить характерные для него формы индикаторных микроорганизмов (табл.1). Результаты биодиагностики обобщались в виде таблиц с обязательной количественной оценкой состояния биоценоза активного ила.

Таблица 1. Индикаторные микроорганизмы активного ила, формирующегося на стоках производств органического синтеза

Тип	Подтип	Класс	Род
Саркомастигофоры <i>Sarcomastigophora</i>	Жгутиконосцы <i>Mastigophora</i>	Растительные жгутиконосцы <i>Phytomastigophorea</i>	<i>Astasia, Trachelomonas, Euglena</i>
		Животные жгутиконосцы <i>Zoomastigophorea</i>	<i>Bodo</i>
	Саркодовые <i>Sarcodina</i>	Настоящие амёбы <i>Lobosea</i>	<i>Acanthamoeba, Vahlkamphia, Tetramitus, Arcella, Centropyxis</i>
		Филозеи <i>Filosea</i>	<i>Trinema, Euglypha</i>
		Солнечники <i>Heliozoa</i>	<i>Lithocola</i>
Инфузории <i>Ciliophora</i>	Ресничные <i>Ciliata</i>	<i>Kinetophragminophora</i>	<i>Hemiophrys</i>
		<i>Oligohymenophora</i>	<i>Paramecium</i>
		<i>Peritricha</i>	<i>Epistylis, Vorticella, Opercularia, Thuricola, Carchesium, Zoothamnium</i>
		<i>Polyhymenophora</i>	<i>Aspidisca</i>
	Сосущие <i>Suctoria</i>	-	<i>Podophrya, Tokophrya, Rhabdophrya</i>
Немательминты <i>Nemathelminthes</i>	-	Коловратки <i>Rotifera</i>	<i>Callidina, Philodina, Rotaria, Notommata, Lecane, Euchlanis, Colurella</i>
		Нематоды <i>Nematodes</i>	<i>Tobrilus, Nematoda</i>
Кольчатые черви <i>Annelida</i>	-	Малощетинковые черви <i>Oligochaeta</i>	<i>Aelosoma, Chaetogaster</i>

Обобщенные и систематизированные результаты микроскопирования иловой суспензии в широком интервале концентраций исследуемых стрессоров подвергали математической обработке с помощью пакета программ «Statistica 6.0».

Математическая обработка количественных характеристик состояния

активного ила проводилась с использованием регрессионного уравнения в виде полиномиальной зависимости второго порядка функции 3-6 переменных:

$$y = b_0 + \sum_{j=1}^k b_j x_j + \sum_{j=1}^{k-1} \sum_{i=j+1}^k b_{ji} x_j x_i + \sum_{j=1}^k b_{jj} x_j^2$$

где y – количественная оценка состояния активного ила в определенный временной интервал процесса БОВ, баллы; x_1 – исходное состояние биоагента, баллы; x_{2-5} – соответственно концентрации приоритетных экофакторов, мг/дм³; x_6 – продолжительность аэрации, ч.

На первом этапе основное внимание уделялось изучению влияния основных токсичных и биорезистентных загрязнителей (фенол и нСПАВ) на биоценоз активного ила.

Коэффициенты уравнения регрессии в виде полиномиальной зависимости второго порядка функции трех переменных (x_1 – исходное состояние биоагента, баллы; x_2 – концентрация фенола, мг/дм³; x_3 – продолжительность аэрации, ч) приведены в таблице 2. Адекватность полученного регрессионного уравнения однозначно подтверждается достаточно высоким значением коэффициента детерминации, равного 89%, что свидетельствует о хорошей сходимости экспериментальных и расчётных данных.

Таблица 2. Коэффициенты уравнения регрессии

Коэффициент регрессии	Значение	Коэффициент регрессии	Значение
b_0	0.498290	b_{22}	-0.000036
b_1	1.070331	b_{33}	0.024712
b_2	-0.001342	b_{12}	-0.004007
b_3	-0.483470	b_{13}	-0.004367
b_{11}	-0.016666	b_{23}	-0.001029

Невозможность графически изобразить целевую функцию, зависящую от трех переменных, обуславливает для исследования взаимного влияния управляющих факторов построение поверхностей функции двух переменных $y=f(c_i, c_j)$ при определенном значении третьей. Более наглядно информацию о состоянии активного ила при различных условиях его функционирования дают проекции соответствующих поверхностей на плоскость (рис. 1-2).

Как видно из представленного материала, увеличение концентрации фенола однозначно приводит к ухудшению состояния активного ила в целом, пик которого

наблюдается при 9-12 часах аэрации иловой смеси в зависимости от содержания экотоксикантов в сточной воде (рис. 2). Вероятно, именно на этот период приходится максимальное накопление экотоксиканта в клетке с последующей ассимиляцией.

Как показали результаты визуального наблюдения низкие концентрации фенола (до 15 мг/дм³) обуславливают незначительную дезинтеграцию активной биомассы, снижение активности простейших, преобладанием мелких разрозненных хлопьев и свободных клеток, возрастании числа цист и нитчатых бактерий. При концентрации фенола 40 мг/дм³ и выше состояние активного ила резко ухудшается, независимо от исходного состояния биоагента. Мы наблюдаем полностью закрытую ресничную зону прикрепленных инфузорий и разрушение индикаторных микроорганизмов.

Ухудшение начального состояния биоагента однозначно приводит к снижению восстановительного потенциала активного ила независимо от концентрации фенола в исходном промстоке. После окончания процесса биоочистки в случае ослабленного ила (3 балла) даже при низких концентрациях токсиканта в сточной воде не улучшается его состояние (2.5-3 балла), а в случае залпового сброса фенолов количественная оценка состояния биоагента снижается до 1.5-2 баллов и соответственно до 4.5-5 и 2.5-3 баллов для стабильно работающего активного ила, исходное состояние которого соответствует 5 баллам, что подтверждается экспериментальными данными (рис.3).

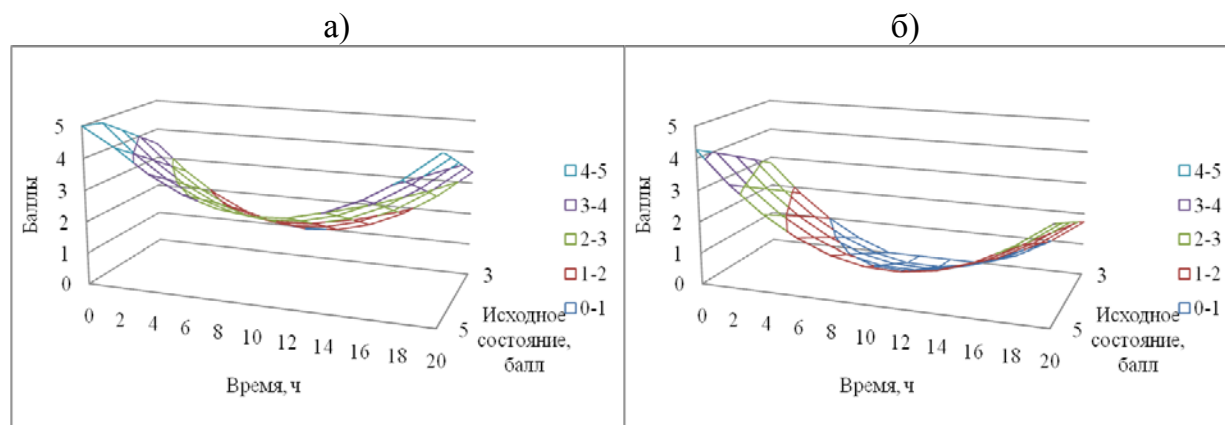


Рис. 1. Состояние активного ила в динамике в зависимости от его исходного состояния и концентрации фенола в сточной воде: а – $C_{\text{фенол}} = 5 \text{ мг/дм}^3$; б – $C_{\text{фенол}} = 50 \text{ мг/дм}^3$

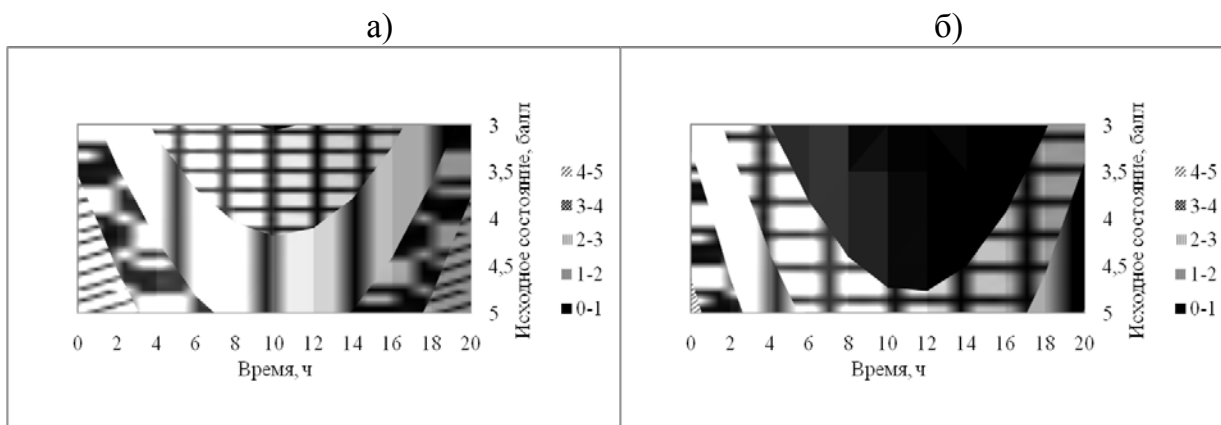


Рис. 2. Проекция на плоскость поверхности зависимости восстановительного потенциала активного ила от его исходного состояния и концентрации фенола:

$$а - C_{\text{фенол}} = 5 \text{ мг/дм}^3; \text{ б} - C_{\text{фенол}} = 50 \text{ мг/дм}^3$$

В результате была получена прогностическая информация о восстановительном потенциале активного ила при стрессовом воздействии индивидуального экотоксиканта и критической концентрации последнего. В работе под восстановительным потенциалом понимается величина, рассчитанная как отношение состояния активного ила в конце процесса биологической очистки сточных вод к его исходному состоянию.

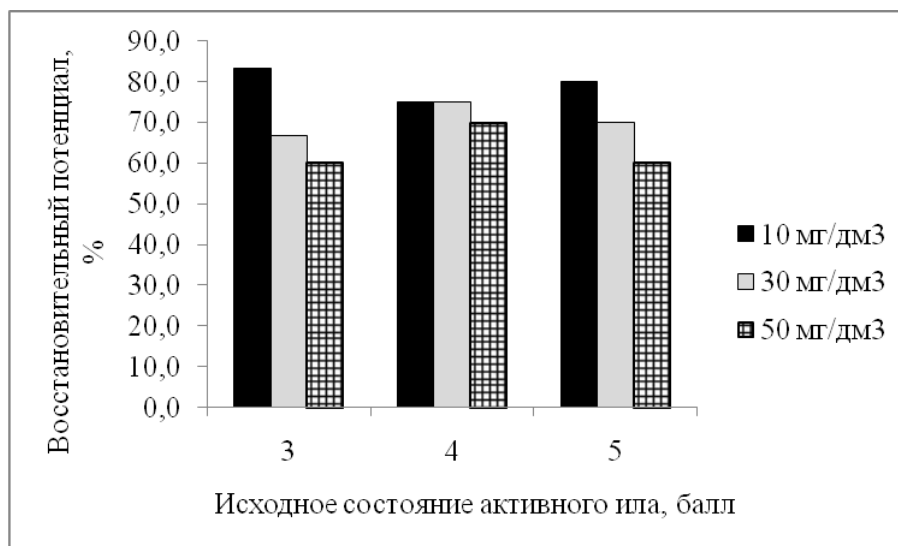


Рис. 3. Восстановительный потенциал активного ила

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о значительном ингибирующем воздействии фенола на биоценоз смешанной микробной популяции и о необходимости проведения восстановительных мероприятий (регенерация активного ила) после залповых сбросов изучаемого экотоксиканта в высоких

концентрациях с учетом его исходного состояния.

Аналогичные результаты были получены для всех контрольных поллютантов в указанном диапазоне концентраций. Однако наиболее характерными для сооружений производств органического синтеза является возможность одновременного проявления возмущающего воздействия двух экофакторов, включая различные поллютанты, а также нагрузку на ил и его исходное состояние. Однако целостность картины комплексного негативного действия контролируемых параметров невозможна без учета влияния всех управляющих параметров, что и предопределило направление дальнейших экспериментальных исследований.

На ниже приведенных рисунках представлены графические зависимости состояния активного ила при определенных значениях трех остальных управляющих факторов, которыми являлись x_1 – время аэрации, ч; x_2 – концентрация СПАВ, мг/дм³; x_3 – концентрация фенола, мг/дм³; x_4 – концентрация гликолей, мг/дм³; x_5 – ХПК, мгО₂/дм³.

Ассимиляция фенола и нСПАВ приводит к ухудшению состояния активного ила, что подтверждает графический материал, представленной поверхностью функции двух переменных ($C_{СПАВ}$ и $C_{фенол}$) при экспозиции 3 и 10 часов (рис. 4).

Таким образом, в результате систематического биомониторинга активного ила, формирующегося на сточных водах производств органического синтеза, возраста 40-45 суток, была доказана возможность, перспективность и целесообразность реализации биоматематического подхода при разработке системы экспресс-оценки состояния биоагента в процессе биологической очистки и его восстановительного потенциала.

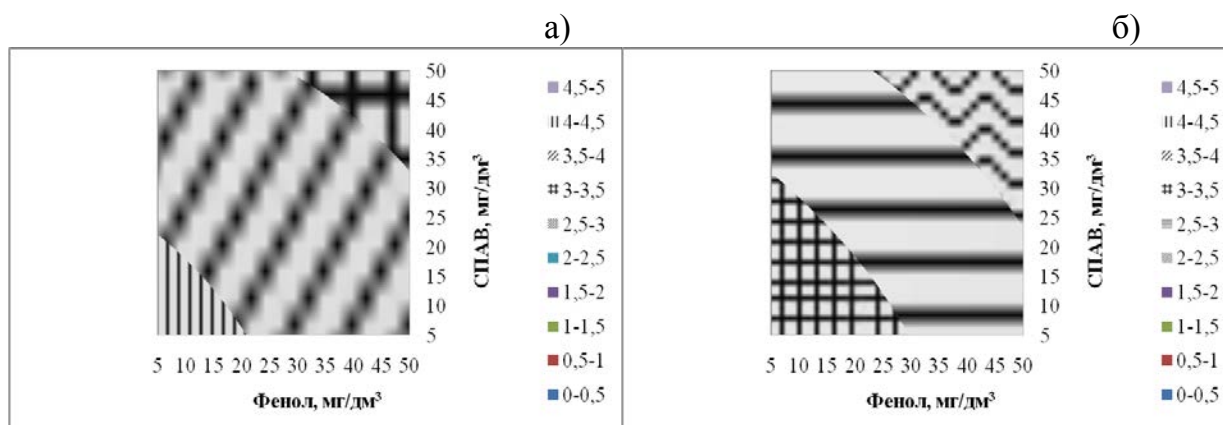


Рис. 4. Взаимное влияние содержания СПАВа и фенола в сточных водах на состояние биоценоза активного ила: а – $\tau = 3$ ч; б – $\tau = 10$ ч (в качестве примера)

Следующее направление исследований было связано с изучением возможности разработки нового комбинированного показателя для прогнозирования состояния биоагента в любой момент процесса биологической очистки сточных вод.

Согласно (Жмур, 2003) для диагностики состояния биоагента используются балльная система оценки (5, 9 – балльные системы), а также индексы биологического разнообразия Шеннона и Куба. Однако данные индексы биоразнообразия, на наш взгляд, неправомерно использовать в индивидуальном порядке для описания состояния активной биомассы в процессе водоочистки сточных вод, так как наряду с видовым разнообразием биоценоза активного ила необходимо рассматривать также и его седиментационные характеристики, связанные со способностью к флокулообразованию. Балльная система оценки учитывает два этих фактора, что и обуславливает ее выбор при получении регрессионных уравнений, тем не менее, субъективный характер последней снижает ее преимущества и диктует необходимость использования количественного показателя, учитывающего как фактор биоразнообразия смешанной популяции микроорганизмов, так и состояние хлопьев активного ила. Как известно, негативное воздействие стрессоров приводит к разрушению флокул активной биомассы, появлению большого числа свободноплавающих клеток, в результате повышается мутность надилловой жидкости. С другой стороны, индикаторные микроорганизмы чутко реагируют на изменение условий существования: уровень токсичности сточной воды, кислородный режим, активная реакция среды и другие. При этом общее количество биомаркеров и разнообразие видов меняется. В связи с этим, считаем целесообразным и необходимым использование комбинированного показателя для описания состояния биоагента, осуществляющего очистку стоков химических и нефтехимических предприятий. Несмотря на разногласия в данном вопросе, тем не менее, большинство исследователей считает возможным и эффективным применение комбинированного показателя на основе натуральных при получении «многофакторных моделей прогнозирования, поскольку отражают новую дополнительную сущность объекта, в явном виде не содержащуюся в исходных данных» (Шитиков и др., 2003).

К преимуществам предлагаемого нами показателя качества биоагента (ПК), равного $ПК = M/H_{мод}$, где M – мутность надилловой жидкости, мг/дм³; $H_{мод}$ – модифицированный индекс Шеннона; следует отнести объективный характер, так как

он базируется на данных прямых экспериментальных определений. При этом, для повышения экспрессности и, как следствие, технологичности метода контроля был использован индекс Шеннона, характеризующий биоразнообразие родов индикаторных микроорганизмов. Что касается мутности надиловой жидкости, ее фотометрическое определение не представляет сложности.

Обоснованность обобщенного показателя подтверждает графический материал, приведенный на рисунке 5, в качестве примера.

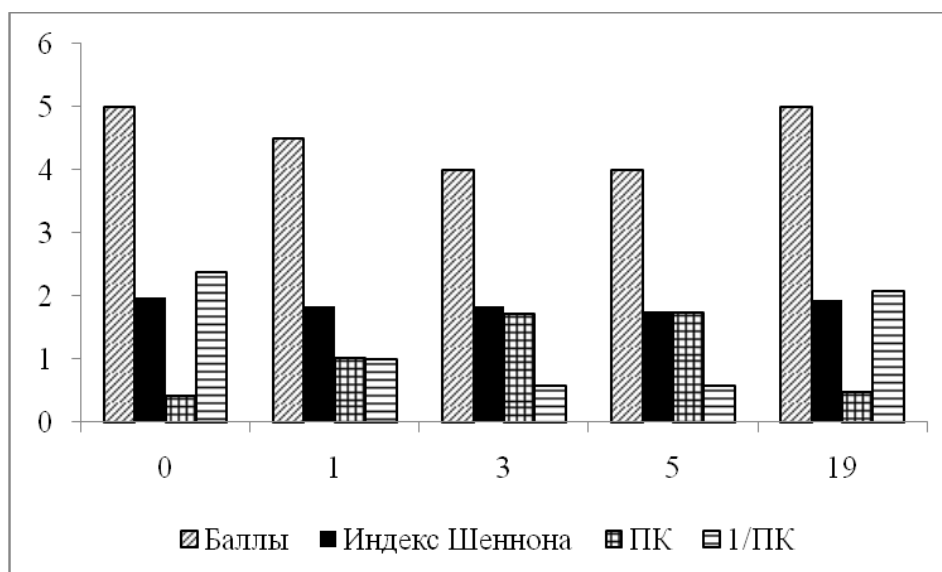


Рис. 5. Изменение количественных оценок состояния активного ила при $XПК = 500$ $мг/дм^3$, $C_{СПАВ} = 5$ $мг/дм^3$, $C_{фенол} = 5$ $мг/дм^3$, $C_{гликоль} = 12,5$ $мг/дм^3$

Выявленные закономерности позволяют прогнозировать качество биоагента и как следствие качество очищенных сточных вод в зависимости от состава химзагрязненных промстоков и состояния активного ила процесса продленной аэрации сточных вод нефтехимического комплекса, что особенно важно при залповых сбросах токсичных и биорезистентных загрязняющих веществ и высоких нагрузках на активный ил.

Высокая чувствительность, возможность осуществления в производственных условиях и минимизация затрат при внедрении данного метода биодиагностики промышленных илов обуславливает целесообразность и перспективность предлагаемой системы контроля.

Разработаны рекомендации по использованию биоматематической системы контроля в практике водоочистки для прогнозирования качества очищенных стоков при залповых сбросах основных техногенных поллютантов, что позволит своевременно

осуществить мероприятия по стабилизации работы очистных сооружений.

Автор выражает особую благодарность и признательность старшему преподавателю кафедры промышленной биотехнологии КНИТУ Ахмадуллиной Фариде Юнусовне и доценту той же кафедры Закирову Рустему Каюмовичу за постановку задач работы, проведение технологических консультаций и обсуждение работы.

Список литературы

1. Авторское свидетельство SU № 1343746. Способ контроля процесса очистки сточных вод с активным илом. МПК⁵: С 02 F 3/34. 15.04.91. Бюл. № 14.
2. Балымова Е.С., Закиров Р.К., Ахмадуллина Ф.Ю. Реализация биоматематического подхода для экспресс-оценки состояния биоценоза активного ила в процессах продленной аэрации сточных вод нефтехимического комплекса // Вода: химия и экология. 2012. № 2. С. 50-56.
3. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: АКВАРОС, 2003. 506 с.
4. Ковалева Н.Г., Ковалев В.Г. Биохимическая очистка сточных вод предприятий химической промышленности. М.: Изд-во Химия, 1987. 158 с.
5. Методика технологического контроля работы очистных сооружений городской канализации. М.: Стройиздат, 1977. 304 с.
6. Патент RU № 2104967. Способ контроля процесса очистки сточных вод с активным илом. МПК⁶: С 02 F 3/34, G 05 D 27/00. 22.02.1998.
7. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология. Институт экологии Волжского бассейна РАН, 2003. 463 с.

УДК 66.049.6; 655.222.323

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ СУБЛИМАЦИИ И ЛЕТУЧЕСТИ УСКОРИТЕЛЕЙ СЕРНОЙ ВУЛКАНИЗАЦИИ ЭЛАСТОМЕРНЫХ КОМПОЗИЦИЙ

Баязитова И.С., аспирант

E-mail: irinabayazitova@mail.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Проведены исследования сублимации и летучести ингредиентов шинных резиновых смесей. Показано, что заметное загрязнение атмосферы шинного предприятия происходит за счет сублимации.

Ключевые слова: сублимация, эластомерные композиции, экологизация технологий.

Проблема экологизации технологий подготовительного производства РТИ и шин становится актуальной в связи с поступлением в атмосферу предприятиями по производству эластомерных композиций значительного количества взвешенных загрязняющих веществ. Сублимация, летучесть, диффузия и миграция ингредиентов серной вулканизации эластомерных композиций при этом не учитываются.

В настоящее время в качестве ускорителей серной вулканизации эластомерных композиций широко применяются тетраметилтиурамдисульфид (ТМТД), N-циклогексил, 2-бензтиазолилсульфенамид (ЦБС), дибензтиазолилдисульфид (ДБТД) и меркаптобензтиазол (МБТ).

Как известно, на процессы летучести и сублимации оказывают влияние мольный объем, молекулярная масса, полярность молекулы, межмолекулярные взаимодействия, степень кристалличности, дефектность кристаллов, агрегатное и фазовое состояние вещества, а так же внешние условия (температура, давление, добавление или присутствие другого компонента, влажность воздуха и другие). Однако, наибольшее влияние оказывает мольный объем ингредиента (Мухутдинов и др., 1999).

В результате проведенных расчетов установлено, что минимальное значение мольного объема характерно для МБТ – $111.50 \text{ см}^3/\text{моль}$, максимальное значение – для комплексообразователя стеарата цинка (СтЦ) – $573.64 \text{ см}^3/\text{моль}$.

При исследовании кинетики летучести исходные ускорители серной вулканизации были использованы в порошкообразном состоянии. По величине мольных объемов они располагаются в ряд: ДБТД > ЦБС > ТМТД > МБТ > ZnO.

Установлено, что наибольшей способностью к выделению и отрыву молекул с поверхности вещества обладает ДБТД ($\approx 0.35\%$), наименьшей – ТМТД ($\approx 0.12\%$), а ЦБС ($\approx 0.18\%$) и МБТ ($\approx 0.15\%$) занимают среднее положение. Если принять за относительную летучесть значение для ТМТД, равным единице, то значения для СтЦ, ЦБС, ДБТД, МБТ будут следующие соответственно: 15.8; 2.9; 1.5; 1.25. Результаты проведенного исследования показывают, что, чем больше мольный объем, тем больше летучесть, что объясняется большим значением поверхности для сублимации молекул.

Зависимости изменения летучести механических смесей ускорителей с ZnO в соотношении 1:1 представлены на рисунке 1. Механическая смесь МБТ и ZnO обладает большей способностью к выделению в окружающую среду, ЦБС с ZnO – наименьшей. Вероятно, при механическом смешении исходных ускорителей с оксидом цинка происходит их взаимодействие, приводящее к разрыхлению и образованию составов, затрудняющих выделение молекул из системы. Летучесть ЦБС составляет $\approx 0.18\%$, а в смеси с ZnO (1:1) уменьшается до 0.08% . Предположительно, уменьшение летучести обусловлено адсорбцией молекул ЦБС на поверхности частиц ZnO. Следовательно, в качестве ускорителя можно использовать композиции разных компонентов с ZnO в массовом соотношении 1:1.

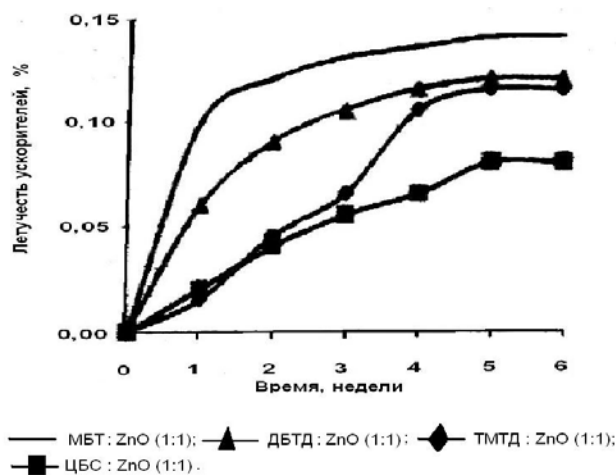


Рис. 1. Кривые изменения летучести смесей ускорителей с ZnO в соотношении 1:1

В промышленных условиях получение композиций ускорителей с оксидом цинка является нетрудным. Данный факт позволяет уменьшить эмиссию исходных компонентов, тем самым снижается экологическая опасность производства эластомерных композиций.

Большую значимость с точки зрения улучшения экологической ситуации в производстве эластомерных композиций имеет давление насыщенных паров, знание которого позволяет создать условия транспортировки и хранения ускорителей с достижением минимального выделения их молекул в окружающую среду (Закиева и др., 2011).

С применением эмпирической формулы (1) проведены расчеты давления насыщенных паров ускорителей:

$$L=16 \cdot M \cdot P / (273+T), \text{ мг/см}^3, \quad (1)$$

где L – летучесть компонента из единицы объема, мг/см^3 ; M – молекулярная масса вещества, г/моль; P – давление насыщенных паров, мм.рт.ст; T – температура исследования образца, °C.

В результате проведенных расчетов установлено, что для ТМТД характерно наименьшее давление насыщенных паров (0.1396 мм.рт.ст.), наибольшее значение – для ZnO (1.3326 мм.рт.ст.). Значимость приведенного расчета заключается в том, что при этом учитывается молекулярная масса компонентов. Наблюдается следующая зависимость между параметрами: чем больше молекулярная масса, тем меньше давление насыщенных паров, и наоборот. Выделение молекул ускорителя из кристаллического порошка будет продолжаться до тех пор, пока давление над веществом не достигнет значений, рассчитанных по формуле (1). Следовательно, для уменьшения эмиссии ускорителей необходимо их хранение в плотных полиэтиленовых мешках.

При исследовании были рассчитаны плотности насыщенных паров ускорителей, предполагая, что в газообразном состоянии один моль ускорителя занимает объем 22.4 л при 273 °C и 24.2 л при 298 °C. Согласно результатам расчета, плотность воздуха ($\rho = 1.1970$ г/л) значительно меньше плотности паров исследуемых ускорителей вулканизации (для ТМТД $\rho = 9.9244$ г/л, ЦБС – 10.9142 г/л, ДБТД – 13.7242 г/л, МБТ – 6.9038 г/л, ZnO – 3.3586 г/л). Следовательно, в процессах хранения ингредиентов на складах при отсутствии соответствующей вытяжной вентиляции

могут образоваться такие высокие концентрации их паров, которые будут более опасны, чем ПДК пыли в рабочей зоне. Пыль ускорителей может быть уловлена с применением рукавных фильтров, тогда как сублимировавшие молекулы в составе вентиляционных газов попадут в окружающую среду в виде поллютанта атмосферы, что приведет к вторичному загрязнению атмосферы за счет перехода твердого вещества в газообразное, более опасное для человека состояние (Вредные вещества ..., 1985). Поэтому ингредиенты должны храниться в герметичной таре и хорошо вентилируемых помещениях.

Проведенные исследования сублимации и летучести веществ позволяют судить о необходимости корректировки нормативов ПДК_{р.з} для ускорителей серной вулканизации эластомерных композиций, т.к. существующие нормативы ПДК_{р.з} разработаны для пылевидных выбросов и не учитывают их молекулярное состояние.

Автор выражает особую благодарность Мухутдинову Асхату Ахметовичу – д.х.н., проф. каф. инженерной экологии КНИТУ; Мухутдинову Эдуарду Асхатовичу – д.х.н., проф. каф. процессов и аппаратов химической технологии КНИТУ.

Список литературы

1. Экологические аспекты модификации ингредиентов и технологии производства шин / Мухутдинов А. А. и др. Казань: Изд-во АН РТ "Фэн", 1999. 400 с.
2. Исследование продуктов фотохимического превращения тетраметилтиурамдисульфида / Закиева Э.З. и др. // Вестник Казанского технологического университета. 2011. Вып. 9. С. 21-25.
3. Вредные вещества в химической промышленности. Органические вещества: новые данные с 1974 по 1984 гг. - Л: Химия, 1985. 456 с.

**ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ
СТОЧНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ С ПРИМЕНЕНИЕМ
ОТХОДОВ ЭНЕРГЕТИКИ**

Исхакова Р.Я., аспирант

E-mail: imregina@rambler.ru

Казанский государственный энергетический университет, г. Казань

Аннотация

В статье исследована возможность применения отхода теплоэнергетики – шлама водоподготовительных установок в качестве сорбента для повышения эффективности биологической очистки сточных вод предприятий химической промышленности. Таким образом, решается двойная экологическая задача повышения качества очистки сточных вод и утилизации отхода теплоэнергетики.

Ключевые слова: очистка сточных вод, шлам водоподготовки ТЭС, утилизация отхода, вторичный материальный ресурс.

В настоящее время неблагоприятная экологическая ситуация в Республике Татарстан обусловлена интенсивным антропогенным воздействием промышленных предприятий на водоемы, почвы и атмосферу. Разработка целесообразных природоохранных технологий позволяет значительно улучшить состояние окружающей среды. Создание замкнутых циклов, позволяющих использовать отходы производства в качестве вторичного материального ресурса, является актуальной задачей.

В качестве подобного замкнутого цикла предлагается использование отхода теплоэнергетики – шлама водоподготовки ТЭС в качестве сорбента на биологических очистных сооружениях предприятий химической промышленности.

В Республике Татарстан одним из ведущих предприятий химической промышленности является Казанский завод синтетического каучука (КЗСК). В связи с высокой производительностью КЗСК на разных участках технологических процессов образуется значительное количество сточных вод. Общий объем сточных вод завода синтетического каучука составляет более 21 млн. м³/год. Из этого значения

на промышленные стоки приходится порядка 6 млн. м³/год, хозяйственно-бытовые – около 700 тыс. м³/год, а остальное количество приходится на условно чистые и ливневые стоки.

Первая группа сточных вод состоит из промышленных стоков производства каучука, силоксановых каучуков, латекса, а также с производства тиокола (кроме щелочных вод после отмывки и диспергирования тиокола). Химически загрязненные сточные воды на КЗСК поступают с участков вакуумных насосных систем, промывки аппаратов, с систем охлаждения оборудования и т. д. В сточных водах данной группы могут присутствовать специфические для данного производства органические загрязнения, такие как диэтиленгликоль, АПАВ, формальдегид, формаль, этилхлоргексидин, триэтанолламин, бутанол, ацетат натрия, фталевый ангидрид, 2-этилгексанол, бензиловый спирт, нефтепродукты. В эту же группу стоков входят хозяйственно-бытовые и ливневые сточные воды с территории предприятия.

Вторая группа сточных вод состоит из щелочных, смешанных и обработанных стоков производства тиокола после операции отмывки дисперсии и подвергается предварительному разбавлению очищенными водами первой линии.

Для проведения оценки степени эффективности очистки сточных вод, сбрасываемых в Куйбышевское водохранилище, и выявления существующих проблем на биологической очистной станции (БОС) КЗСК, проведен экологический мониторинг состава выпускаемых очищенных сточных вод первой линии за 2013 г.

Проведенный анализ показывает, что к приоритетным загрязняющим веществам относятся БПК₅, ХПК, фосфаты, аммонийный азот, взвешенные вещества. Превышение перечисленных показателей относительно их предельно-допустимых значений (ПДС) свидетельствует о недостаточно эффективной работе очистных сооружений. Полученные результаты мониторинга по нормируемым загрязнениям позволяют предположить, что превышение ПДС по данным приоритетным показателям с высокой вероятностью будет наблюдаться и в последующие годы эксплуатации БОС.

Степень эффективности процессов очистки сточных вод во многом определяет соотношение показателей БПК/ХПК, так как именно на основании данного отношения решается вопрос о целесообразности применения конкретного способа очистки сточных вод. В случае, если соотношение $\text{БПК}_{\text{полн}}/\text{ХПК}$ составляет порядка

0.5-0.7, следует проводить традиционную биологическую очистку сточных вод в аэротенке. Если значение ниже 0.5, это свидетельствует о присутствии в водах значительного количества биологически неразлагаемых примесей и имеет смысл совмещение процесса биологической очистки активным илом с прочими физико-химическими способами.

В настоящее время актуальным представляется повышение эффективности процессов очистки сточных вод за счет совместного применения некоторых методов очистки, причем не последовательная их комбинация в общей схеме, а параллельное протекание нескольких процессов на одном из этапов (Воробьева, 2007). При проведении анализа первой группы сточных вод, поступающих на БОС КЗСК, аналитический контроль в лабораториях проводится только по показателю БПК₅. Поэтому для пересчета показателя БПК₅ в БПК_{полн} используется коэффициент 1.33. По приблизительной оценке соотношение БПК_{полн}/ХПК сточных вод первой линии составляет порядка 0.25, на основании чего предлагается объединение двух технологий очистки: биологической и физико-химической (адсорбционной).

Также неблагоприятное влияние на состояние окружающей среды Республики Татарстан оказывают ТЭС, так как выработка тепловой и электрической энергии сопряжена с образованием значительного количества отходов производства. Энергетические объекты относят к наиболее интенсивно загрязняющим объектам промышленности, поэтому остро стоит вопрос о снижении их антропогенной нагрузки. Подготовка добавочной воды является обязательным условием нормального функционирования основного оборудования ТЭС, однако при этом по примерным оценкам (Тимонин, 2003) при обработке 1 м³ природной воды образуется 1 кг шлама. Таким образом, одной из актуальных экологических проблем ТЭС является проблема накопления и дальнейшей утилизации карбонатного шлама водоподготовительных установок. В настоящее время шлам складировается на шламоотвалах, прилегающих к территории станции, что приводит к засолению и деградации почв и нарушению химического состава подземных вод.

В работе предлагается использование шлама в качестве вторичного материального ресурса при биологической очистке сточных вод предприятий химической промышленности. Шлам по своим свойствам относится к мелкодисперсному сырью, имеет однородный гранулометрический состав и

представлен в основном минеральной частью (88% масс.): соединением карбоната кальция, с небольшой примесью карбоната магния. Методом хромато-масс-спектрологии было установлено наличие типового набора функциональных групп гуминовых веществ $-OH$, $-NH$, $-CH_3$, $-CH_2$, ароматических $C=C$ -связей, $C-O$ -карбокисильных групп и OH -спиртовых групп на поверхности шлама. Гуминовые вещества присутствуют в природных водах и при обработке адсорбируются на поверхности шлама (составляют 12% масс. от общего образца).

В предлагаемой технологии шлам водоподготовки адсорбирует загрязняющие примеси и выступает в качестве материала-носителя клеток активного ила, в связи с этим происходит процесс биосорбционной (адсорбционно-биологической) очистки сточных вод.

На ОАО «КЗСК» был проведен эксперимент на опытной установке, воспроизводящей работу основных систем очистки сточных вод (аэротенка и вторичного отстойника) с использованием шлама в качестве сорбента. Результаты эксперимента свидетельствуют о том, что использование карбонатного шлама при дозировании 600 мг/дм^3 способно повышать эффективность очистки сточных вод в сочетании с биологической очисткой активным илом на 34% по фосфатам, 27% по аммонийному азоту, 26% по ХПК, 22% по БПК₅.

Шлам относится к сорбентам смешанного типа, так как имеет пористую структуру, содержащую макро-, микро- и переходные поры. В микропорах адсорбируются загрязняющие вещества, мезопоры выполняют транспортную функцию при диффузии загрязнений в микропоры, в макропорах происходит прикрепление и развитие биопленки активного ила.

Сорбционные свойства шлама также обусловлены наличием на его поверхности функциональных групп гуминовых веществ, которые могут хорошо сорбировать органические загрязнения при очистке сточных вод, обладающих как гидрофильными, так и гидрофобными свойствами (Ветрова и др., 2013).

Анализ, проведенный в работе (Маслов, Тарновская, 2006), свидетельствует о том, что наиболее высокой адсорбционной способностью гуминовые кислоты имеют по отношению к спиртам, сложным эфирами. Далее по мере убывания находятся циклические эфиры, ароматические кетоны, простые эфиры, алкены, алканы. Таким

образом, гуминовые вещества, представленные на поверхности шлама, способствуют очистке сточных вод от органических примесей.

Высокие значения показателя илового индекса являются одной из проблем эксплуатации сооружений биологической очистки на промышленных предприятиях, в частности на КЗСК. Данный процесс обусловлен с одной стороны конструкцией аэротенков-смесителей, предполагающих достаточно высокие нагрузки на активный ил, с другой – отсутствием оптимального соотношения органических примесей, азота и фосфора БПК:N:P равного 100:5:1. В работе проведен контроль изменения взвешенных веществ и илового индекса от введенной дозы шлама.

Дозирование шлама позволяет повысить эффективность очистки сточных вод по взвешенным веществам, так как образование на его поверхности биопленки способствует утяжелению активного ила, за счет чего повышаются седиментационные свойства активного ила, после стадии отстаивания во вторичном отстойнике концентрация взвешенных веществ составляет 6.09 мг/дм³ и не превышает норматива на сброс в водоем – 7.75 мг/дм³. Происходит снижение значения илового индекса, что свидетельствует об удовлетворительной работе систем биоочистки: не происходит вспухания ила, отсутствуют рыхлые мелкие хлопья. Снижение илового индекса с 132 см³/г до 82 см³/г объясняется щелочной природой шлама, так как повышение рН воды в сторону щелочности способствует снижению роста нитчатых бактерий, исключает вероятность вспухания активного ила. Значительное содержание Ca²⁺ формирует жесткую механическую структуру осадка, а также способствует электростатическому взаимодействию материала с активным илом, который в интервале рН от 4 до 9 рассматривается как отрицательно заряженный.

Микроскопирование показало присутствие значительного количества коловраток и круглореснитчатых инфузорий, что свидетельствует об отсутствии негативного воздействия шлама на биоценоз активного ила.

Таким образом, использование отхода энергетики позволяет решить несколько задач производственно-промышленного и энергетического комплексов:

1. Интенсифицировать процесс биологической очистки сточных вод, повышая показатели качества осветленной воды без изменения конструкции аппаратов;

2. Решить проблему «вспухания» активного ила, снизить значение илового индекса и предотвратить избыточный вынос взвешенных веществ после вторичного отстойника.

3. Сократить экономические затраты биологической очистной станции КЗСК;

4. Проводить эффективную утилизацию отходов ТЭС без дополнительной обработки и снизить экономические затраты ТЭС на обезвоживание шлама.

Список литературы

1. Ветрова О.В., Бурметьева М.С., Гавриленко М.А. Закрепление гуминовых кислот на поверхности силикагеля через слой полиметилenguанидина // Известия Томского политехнического университета. 2013. Т.322, №3. С. 18-21.

2. Воробьева Т.Г. Минимизация техногенного воздействия на гидросферу в промышленных центрах // Состояние биосферы и здоровье людей: Сб. статей 7-й межд. науч.-практич. конференции. 2007. С. 48-51.

3. Маслов С.Г., Тарновская Л.И. Термодинамика адсорбции соединений на гуминовых кислотах // Известия Томского политехнического университета. 2006. Т. 309, № 1. С. 98-103.

4. Тимонин А.С. Инженерно-экологический справочник. Калуга: Издательство Н. Бочкаревой, 2003. Т.3. 1024 с.

УДК 628.3

АНАЛИЗ АКТИВНОГО ИЛА В ПРОЦЕССЕ ОПЫТНО-ПРОМЫШЛЕННЫХ ИСПЫТАНИЙ РЕАГЕНТА VTA ВЮКАТ P500 ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ СОЕДИНЕНИЙ ФОСФОРА

Кобелева Й.В., аспирант

Шерстнева К.В., студент

Кирилина Т.В., к.т.н., ассистент

E-mail: ioldiz-ksu@mail.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

В ходе испытаний реагента VTA ВЮКАТ P500 на биологических очистных сооружениях канализации г. Чистополя, Республика Татарстан, проведена оценка его воздействия на микробное сообщество активного ила. Показано, что длительное нахождение реагента в системе аэротенка не оказывает негативного воздействия на протекание биологических процессов.

Ключевые слова: очистка сточных вод, реагент VTA ВЮКАТ P500, активный ил, дефосфотация, седиментация

Известно, что биологическая очистка является неэффективной для глубокого удаления фосфатов из сточных вод (Жмур, 2003), в результате чего содержание фосфора в очищенных сточных водах достигает значительных величин и превышает установленные нормы для их регламентированного сброса в водоемы.

В коммунально-бытовые сточные воды фосфор может попадать двумя путями: из-за использования в составе моющих средств и как продукт метаболизма фосфора в организме человека.

Фосфор является важнейшим биогенным элементом для развития микроорганизмов в очистных сооружениях вследствие его участия в информационных и энергетических процессах клетки. Содержание фосфора в составе сухой биомассы – около 1.5% (Терентьев, 2003).

Основные потребности в фосфоре удовлетворяются в результате поглощения фосфат-ионов, из которых внутри клетки синтезируются затем органические

фосфорсодержащие соединения: нуклеиновые кислоты, фосфолипиды, нуклеопротеиды, фосфопротеиды, различные нуклеотиды, многие ферменты, а также полиметафосфаты, накапливающиеся в клетках при избытке фосфатов. Все активные формы низкомолекулярных соединений, участвующие в процессах энергетического обмена и биосинтеза, – фосфорилированные формы. Вследствие этого эффективное удаление фосфора – это микробное превращение фосфора в фосфаты и в последующем во внутриклеточные полифосфаты (табл. 1) (Терентьев, 2003).

Таблица 1. Процессы биотрансформации соединений фосфора

Процесс	Трансформация
Минерализация	$P_{\text{орг.}} \rightarrow PO_4^{3-}$
Гидролиз	Внутриклеточные полифосфаты $\rightarrow PO_4^{3-}$
Дефосфотация	$PO_4^{3-} \rightarrow$ внутриклеточные полифосфаты

В аэробных условиях полифосфаты (ПФ) накапливаются различными организмами активного ила и биопленок. К накоплению полифосфатов способны широко распространенные в составе микробиоценозов очистных сооружений бактерии р.р. *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Aerobacter*, *Beggiatoa*, *Escherichia*, *Aeromonas*, *Zoogloea*, *Acinetobacter*, *Acetobacter*, *Rhodocyclus*, *Nocardia*, *Citrobacter* (Жмур, 2003; Кузнецов, 2010; Nielsen, 2009; Терентьев, 2003). Кроме того, некоторые нитрифицирующие бактерии обладают способностью к образованию полифосфатов.

В технологии полной биологической очистки сточных вод с последующей нитрификацией обычно за счет потребления фосфатов бактериями в аэротенках удаляется не более 10-30% растворенных форм фосфора (Жмур, 2003; Кузнецов, 2010). Причина такой невысокой эффективности биодефосфотации на традиционных биологических очистных сооружениях на базе аэротенков состоит в последовательной смене аэробной ступени собственно в аэротенках отделением микробной биомассы активного ила в анаэробных условиях вторичных отстойников.

Для эффективного удаления фосфора из сточных вод традиционно используют их реагентную обработку, последовательно дополняющую биологическую очистку, реализуемую до или после нее. В качестве реагентов используются коагулянты, например, $Al_2(SO_4)_3$, $Fe(Cl)_2$, а также флокулянты, такие как полиакриламид.

В отличие от традиционной последовательной физико-химической и биологической обработки сточных вод реагент VTA Biokat P500 предполагает его внесение непосредственно в биологическую систему (активный ил) для получения максимального эффекта от его использования.

Компоненты реагента VTA Biokat P500 являются традиционными как коагулянты и флокулянты (табл. 2), однако, способ приготовления некоторых из них, таких как соединения железа, в форме наночастиц ферромагнетита, а также соотношения между реагентами являются оригинальными.

Таблица 2. Сведения о составе реагента VTA Biokat P500 согласно паспорту его безопасности

№ ЕС	Химическое наименование	Количество
№ CAS	Классификация	
Индексный №	Классификация согласно всемирной гармонизированной системе информации по безопасности химической продукции (ВГС)	
№ REACH		
215-477-2	Полиалюминия гидрохлорид	≤ 40%
1327-41-9	Xi – раздражающее вещество R36/38	
	Раздражает слизистую оболочку глаз 2, раздражает кожу 2; H319 H315	
01-2119531563-43		
231-843-4	Хлорид железа (II)	≤ 30%
7758-94-3	Xn- вредно для здоровья, раздражающее вещество R 22-36/37/38	
	Острая токсичность 4, раздражает кожу 2, повреждение глаз 1; H 302 H315 H318	
01-2119498060-41		
	Эпихлоргидрин-диметиламин сополимер	≤ 25%
42751-79-1	R52-53	

Из результатов предварительных лабораторных исследований реагентов компании VTA Austria GmbH для биологических очистных сооружений канализации (БОСК) г. Чистополя в апреле 2013 г. было отмечено, что при применении реагента VTA Biokat P500 на БОСК следует ожидать:

- достижения и поддержание нормативного содержания фосфатов в очищенной воде (не более 1 мг/л);
- улучшения эксплуатационных свойств активного ила: его устойчивой седиментации и снижения илового индекса;

- в результате длительного внесения реагента – улучшения других характеристик системы очистки.

Таким образом, реагент VTA Biokat P500 является системным продуктом, обеспечивающим улучшение комплекса показателей очистки.

На основании результатов, полученных в лабораторном масштабе, было решено провести опытно-промышленные испытания на БОСК г. Чистополя с оценкой эффективности применения реагента VTA Biokat P500 для очистки сточных вод и акцентированным исследованием влияния реагента на микробиоценоз активного ила.

Таким образом, целью настоящих исследований являлась оценка эффективности биологических процессов очистки сточных вод по результатам исследования микробиоценоза активного ила в присутствии реагента в среде.

Опытно-промышленные испытания были проведены в период с 07.10.2013 по 28.11.2013 и заняли 52 суток. Анализ состояния активного ила проводился систематически 1-2 раза в неделю во весь период испытаний, а также в течение нескольких последующих недель.

Расход реагента VTA Biokat P500 составлял от 3 до 8 $\text{дм}^3/\text{ч}$ (в среднем 5 $\text{дм}^3/\text{ч}$) с его дозированием непосредственно в опытный аэротенк одной из четырех независимых очередей очистки. Расход поступающих сточных вод в каждую очередь составлял в среднем 104 $\text{м}^3/\text{ч}$ (~2500 $\text{м}^3/\text{сут}$); таким образом, удельный расход реагента составлял от 0.000029 до 0.000077 $\text{м}^3/\text{м}^3$ сточной воды. Другая очередь системы очистки являлась контрольной и использовалась для сравнения с опытной.

Анализ эффективности биологических процессов осуществлялся по следующим показателям:

1. Состояние иловых хлопьев и индикаторных простейших по результатам микроскопирования;
2. Концентрация активного ила (сухое вещество ила);
3. Зольность активного ила;
4. Фосфор в активном иле;
5. Ферментативная (дегидрогеназная) активность;
6. Респираторная (дыхательная) активность.

По результатам микроскопической съемки было показано, что хлопья активного ила с реагентом представляют собой морфологически более крупные

агрегированные образования. Следствием эффективного агрегирования хлопьев активного ила в присутствии реагента VTA Biokat P500 являлось улучшение важнейшего технологического параметра – скорости их осаждения (седиментации), что позволяет быстрее отделять активный ил от очищенной воды и, в итоге, определяет производительность процесса очистки. При этом за первые 48 часов контакта с реагентом достигается повышение скорости седиментации активного ила до 33.5%.

В сравнении с осаждением активного ила из контрольной линии показано двукратное ускорение осаждения активного ила из опытной линии по истечению 9 суток от начала дозировки реагента.

Безусловным преимуществом применения реагента VTA Biokat P500 являлось снижение развития нитчатых бактерий на поверхности хлопьев и заключение их в структуру агрегатов. Это обстоятельство также способствует эффективному осаждению активного ила во вторичных отстойниках системы очистки.

Микробиоценоз как контрольной, так и опытной линий очистки характеризовался разнообразием простейших, червей и многоклеточных, являющихся индикаторными организмами: инфузориями, червями, коловратками и др.

Следует отметить некоторое снижение разнообразия индикаторных организмов, в частности, по инфузориям в первую неделю от начала дозирования реагента, что являлось естественным ответом микробиоценоза на появление постороннего вещества в среде. Тем не менее, по истечении 10-12 суток вследствие адаптации микробное разнообразие восстановилось, и дальнейшее накопление реагента в системе не оказывало какого-либо отрицательного воздействия на микробиоценоз.

Концентрация активного ила по сухому веществу свидетельствует о некотором его «утяжелении» из-за связывания с реагентом, а также взвешенными веществами и другими примесями, извлекаемыми из воды. Увеличение концентрации также свидетельствует о повышении плотности иловых хлопьев.

Зольность образцов активного ила определялась для оценки накопления в его составе неорганических составляющей вследствие связывания с реагентом VTA Biokat P500, а также фосфатов и других неорганических компонентов сточной воды.

Зольность образцов активного ила для опытной и контрольной линий очистки сравнима и составила в опыте от 35 до 38%, в контроле от 32 до 37%.

Вклад реагента в увеличение зольности оказался незначимым, вероятно, из-за незначительного количества минеральных компонентов полиалюминия гидроксихлорида и хлорида железа (II) в его составе, а также с учетом вывода избыточного активного ила в количестве 10-20%. Другие компоненты, извлекаемые реагентом из воды в хлопья активного ила, такие как фосфаты и нитриты, могут подвергаться биологической трансформации с целью энергетического и конструктивного обмена в клетках, а не накапливаться в виде балластных зольных компонентов.

Кроме того, зольность активного ила – один из важнейших косвенных показателей оценки его биологической активности; значение зольности должно минимизироваться, а в некоторых случаях ее значение нормируется, т.е. оно не должно превышать нормативных значений.

Извлечение фосфора, накопленного с фосфатами в активном иле, проводилось методом экстракции соляной кислотой по Кирсанову. Определение количества фосфора по указанной методике учитывает его подвижные соединения в пересчете на P_2O_5 .

Показано, что фосфор накапливается в опытном активном иле в количестве в среднем в 2 раза больше, чем в контрольном иле (табл. 3). При достижении определенного равновесия, определяемого, с одной стороны, его содержанием в среде, и биотрансформации, с другой стороны, дальнейшего увеличения его количества в активном иле не было отмечено на протяжении всего времени эксперимента.

Более того, по окончании дозирования реагента через 2.5 недели не было отмечено изменений в накоплении фосфора в образцах активного и опытного иле. Это может быть связано с различными процессами биотрансформации полифосфатов, накопленных в клетках опытного ила и высвобождении фосфатов, и требует дальнейших исследований.

Таблица 3. Содержание фосфора в активном иле (в пересчете на P_2O_5), мг/дм³ экстрагента

Дата /время от начала эксперимента, сут	Опыт	Контроль
2.10 / до начала эксперимента	-	-
18.10 / 11	14.4	9.9
21.10 / 14	13.5	6.3
22.10 / 15	18.1	10.9
25.10 /18	18.1	3.6
28.10 / 21	18.1	6.8
1.11 / 25	18.0	5.8
15.11 / 39	18.8	9.8
21.11 / 45	19.9	12.4
25.11 / 49	19.2	10.0
окончание дозировки 28.11 / 52	19.2	11.7
6.12./60	20.8	8.3
16.12 (2.5 недели по окончании дозировки)	19.2	9.0

Далее, активность ферментов – дегидрогеназ, участвующих в большом количестве окислительно-восстановительных превращений загрязняющих веществ – примесей сточной воды, является удельной величиной, представляющей собой отношение количества продукта превращения (формазана) к количеству сухого вещества активного ила.

Поскольку в массе сухого вещества присутствуют не только микробные клетки и их ферменты, активность которых собственно здесь оценивается, и не представляется возможным определить количество ферментативно неактивного вещества в составе ила, данные результаты являются оценочными. Так, понятно, что количество сухого вещества опытного активного ила значительно больше, что следует учитывать в оценке величин ферментативной активности.

Тем не менее, даже с учетом приведенных замечаний было экспериментально показано, что ферментативная активность опытного и контрольного активного ила является сравнимой величиной, прежде всего, по истечении периода

продолжительностью 2.5 недели от начала эксперимента, связанного, вероятно, с адаптацией микроорганизмов к присутствию реагента в системе.

Дыхательная активность опытного и контрольного активного ила также сравнимы, что коррелирует с результатами определения ферментативной активности.

В настоящее время проводятся дополнительные экспериментальные исследования, направленные на оценку накопления фосфора в биомассе активного ила при различных условиях культивирования. Наряду с оценкой состояния активного ила контролируется эффективность процессов биотрансформации основных загрязняющих компонентов в условиях воздействия реагента VTA Biokat P500.

В результате проведенных опытно-промышленных испытаний реагента VTA Biokat P500 на БОСК г. Чистополя с оценкой биологических процессов очистки сточных вод показано:

1. Значительное увеличение эффективности удаления компонентов сточных вод с обеспечением их нормативного содержания в очищенной воде:

- взвешенных веществ более чем в 4 раза;
- общего содержания фосфатов более чем в 10 раз;
- нитритов более чем в 4 раза.

2. Экспериментально доказано, что длительное присутствие (более 50 суток) и накопление реагента в системе биологической очистки при непосредственном его внесении в аэротенк с целью удаления фосфатов и других компонентов сточных вод, не оказывает негативного воздействия на протекание биологических процессов, связанных с ферментативным превращением и дыханием.

3. Подтверждена функция реагента как флокулянта-коагулянта иловых хлопьев с образованием плотных компактных флоккул активного ила, что обеспечивает его превосходные эксплуатационные свойства: седиментацию и снижение взвешенных веществ.

4. Результаты микроскопического анализа образцов активного ила подтверждают вышеприведенные выводы.

5. Очевидный исследовательский интерес представляют такие вопросы применения реагента VTA Biokat P500 и других продуктов компании как снижение

энергозатрат на аэрацию, количественная оценка биоаккумуляции и биотрансформации фосфора в активном иле.

Список литературы

1. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: Акварос, 2003. 512 с.
2. Кузнецов А.Е., Градова Н.Б. Научные основы экобиотехнологии: учеб. пособие: в 2 т. Т.1.М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2010. 629 с.
3. Nielsen P.H. Daims H., Lemmer H., FISH Handbook for Biological Wastewater Treatment. Identification and quantification of microorganisms in activated sludge and biofilms by FISH. London: IWA Publishing, 2009. 123 p.
4. Терентьев В.И. Павловец Н.М. Биотехнология очистки воды. В 2-х ч. Ч. 1. СПб.: Гуманистика, 2003. 272 с.

УТИЛИЗАЦИЯ НИТРАТОВ ЦЕЛЛЮЛОЗЫ В ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ШЛАМАХ

Лапшина Т.В., магистрант

Шулаева А.Н., магистрант

Кобелева Й.В., аспирант

Кирилина Т.В., к.т.н., ассистент

Агзамов Р.З., к.т.н., ассистент

E-mail: tayalap@yandex.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Подобраны основные технологические режимы протекания предварительной обработки осадков сточных вод производства нитратов целлюлозы для последующей утилизации продуктов гидролиза. Предлагается щелочной гидролиз шламов с последующей утилизацией полученного гидролизата в качестве основы питательной среды в процессе культивирования адаптированных аэробных микроорганизмов.

Ключевые слова: биодegradация, гидролиз, осадок сточных вод, шламы, нитраты целлюлозы.

Введение

Предприятия по производству нитратов целлюлозы (НЦ) являются источниками сточных вод и отходов специфического состава. Характерные свойства продукта обуславливают необходимость использования в процессе его производства значительного количества воды, что сопровождается образованием значительного количества сточных вод, требующих очистки перед их сбросом в водоем или повторного использования в промышленном производстве. При этом необходимо отметить, что ди- и тринитраты целлюлозы с содержанием азота свыше 10%, находящиеся в составе отходов, являются условно взрывоопасными (Агзамов, 2012).

Неудовлетворительное качество проведения локальной очистки сточных вод зачастую приводит к потере ценного продукта. Окончательный улов частиц НЦ на предприятиях происходит в специальных сооружениях – прудах-отстойниках (шламонакопителях) (Забелин, 2002). Основное назначение прудов-отстойников –

осаждение попавших в промывные воды взвешенных веществ, эффективность которого зависит от исходной концентрации веществ, времени отстаивания. В отстойниках различают зону осветленной воды и зону накопления осадка, который содержит значительное количество волокон НЦ.

Утилизация НЦ в составе шламов предполагает решение серьезной экологической и экономической задачи.

Весьма привлекательной с точки зрения безопасности для человека и окружающей среды является микробная деструкция НЦ в составе промышленных отходов.

С другой стороны, известно, что НЦ весьма чувствительны к присутствию в среде щелочей и восстановителей, под действием которых довольно быстро разрушаются (Гиндич, 1984). Щелочи очень легко омыляют НЦ. Разбавленные до 1% растворы едких щелочей при отрицательных температурах вызывают денитрацию НЦ и снижают их вязкость (Закощиков, 1950).

В настоящей работе представлены результаты экспериментального исследования методов деградации НЦ.

Оценка биологической деградации нитратов целлюлозы

В процессе исследования биодegradации НЦ были использованы микроорганизмы консорциума КТ, использованного в качестве посевного материала для систем биологической очистки, а также аборигенные микроорганизмы, выделенные из водной вытяжки донных отложений шламонакопителя.

В состав консорциума КТ входят, в частности, *Bifidobacterium animalis*, *Lactobacillus casei*, *Streptococcus lactis*, *Rhodopseudomonas palustris*, *Rhodobacter sphaeroides*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Candida utilis*, *Streptomyces albus*, *Streptomyces griseus*, *Aspergillus oryzae*, *Mucor hiemalis* (Сироткин, 2013). Исследование аборигенных сообществ микроорганизмов пруда-накопителя показало, что в их состав могут входить: *Staphylococcus aureus*, *Janthinobacterium lividum*, *Microbacterium phyllosphaerae*, *Aeromonas eucrenophila*, *Bacillus subtilis*, *Arthrobacter sulfonivorans*, *Enterobacter asburiae*, *Bacillus vietnamensis*, *Bacillus megaterium*, *Bacillus cereus*, *Pseudomonas frederiksbergensis*.

Для постановки эксперимента были взяты 3 одинаковые емкости объемом 1 л, в каждую из которых были помещены образцы НЦ массой 50 г, влажностью W=50%.

Емкость № 2 содержала 50 г НЦ и 50 мл инокулята (консорциум КТ), емкость № 3 – 50 г НЦ и 50 мл водной вытяжки аборигенных сообществ шламонакопителя. В качестве контрольного образца служила емкость № 1, содержащая 50 г НЦ и дистиллированную воду. Объем жидкости в емкостях № 2 и № 3 были доведены до 500 мл водопроводной водой.

С целью создания оптимальных условий для конструктивного и энергетического обмена микроорганизмов, в емкости 2 и 3 были внесены биогенные добавки: источники азота и фосфора (NH_4Cl и KH_2PO_4), а также легкоусвояемый субстрат (сахароза). С целью создания условий, близких к анаэробным в донной части шламонакопителя, емкости были закрыты парафиновой пленкой. С той же целью для опытов использовались нестабилизированные образцы НЦ с низкими значениями рН, содержащие капсулированные кислоты (азотную и серную) в составе волокон (Забелин, 2002). Экспериментальные работы проводились при температуре 26-28 °С в течение 30 суток. Массовая доля НЦ в исходном образце шлама составляла 99.9%.

Для оценки содержания НЦ в образцах шлама в процессе их биологической обработки использовались следующие физико-химические методы анализа:

- растворимость НЦ в ацетоне,
- инфракрасная (ИК) спектроскопия,
- молекулярно-массовое распределение,
- чувствительность к механическим воздействиям.

По результатам проведения теста на растворимость в ацетоне не отмечено значительного снижения содержания НЦ в составе шлама в процессе их биологической обработки.

На рисунке 1 представлены результаты анализа ИК-спектроскопии исследованных образцов.

Показано, что в результате биообработки наблюдается увеличение средней молекулярной массы полимера, что может быть связано с потреблением низкомолекулярной и низконитрованной фракции нитратов целлюлозы, наиболее доступных для биodeградации. По этой же причине возрастает степень нитрованности молекул полимера. При этом аборигенное сообщество микроорганизмов шламонакопителя вызывает наиболее интенсивное разрушение

низкомолекулярных фракций полимера. Однако высокомолекулярные фракции остаются недоступными для биологической деградации.



Рис. 1. Средняя молекулярная масса полимера НЦ

Кроме того, в результате биodeградации образцов отмечено увеличение упорядоченности ONO_2 -групп, что также может быть обусловлено деградацией низконитрованных компонентов в составе образцов НЦ. На рисунке 2 показано распределение молекулярных масс в образцах.

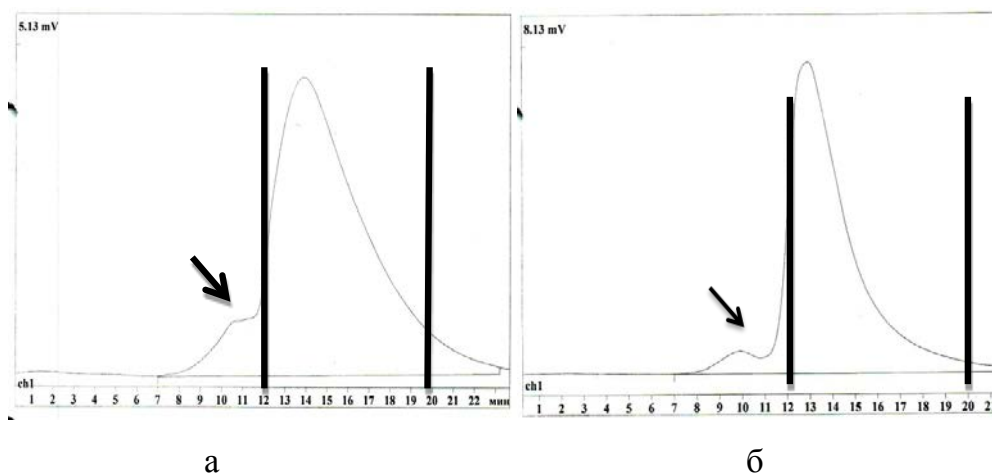


Рис. 2. Распределение молекулярных масс в образцах НЦ: а – исходный образец, б – образец, подвергнутый биodeградации аборигенным сообществом микроорганизмов шламонакопителя

Распределение молекулярных масс в образцах подтверждает выводы об утилизации низкомолекулярной фракции шламов. Отмечено снижение числа молекул, обладающих высокой молекулярной массой (показаны стрелками), а также

наблюдается сужение пика, что свидетельствует о деструкции низкомолекулярной фракции.

Анализ чувствительности к механическим воздействиям (удар, трение) не показал структурных изменений в образцах после их обработки.

При этом экспериментально показано, что увеличение продолжительности биообработки до 75 суток не приводит к повышению эффективности процесса биодegradации.

С учетом полученных данных, а также по результатам обзора литературы был сделан вывод о необходимости предварительной обработки НЦ раствором щелочи для повышения эффективности последующей утилизации НЦ.

Исследования щелочного гидролиза нитратов целлюлозы

Для экспериментальных исследований щелочного гидролиза нитратов целлюлозы использовали пластиковую емкость объемом 19 дм³, куда помещали образец шламов массой 2 кг. Содержание влаги в образце составляло 66.2%. Массовое содержание нитратов целлюлозы в составе образца составляло 96%. В эту же емкость внесли 4 дм³ раствора NaOH концентрацией 3% таким образом, чтобы образец шламов был полностью погружен в раствор щелочи. Предварительно экспериментальным путем было установлено, что при указанном соотношении гидролизующего раствора к шламу минимальная концентрация раствора щелочи, при которой протекает гидролиз, составляет 3%. При этом значение рН раствора соответствовало 11.9.

На 16 и 19 сутки процентное содержание нитратов целлюлозы осталось неизменным и составило 95% по массе, содержание оксидов азота – 188.2 мг/л и 185.0 мг/л соответственно. При этом было отмечено снижение значений рН до 9.5.

С целью повышения рН среды и ускорения процесса гидролиза произвели замену надосадочной жидкости на вновь приготовленный раствор NaOH концентрацией 3%. В последующие 4 суток эксперимента визуально отмечено уменьшение размеров частиц НЦ настолько, что внешний вид осадка напоминал песочную массу (рис. 3).

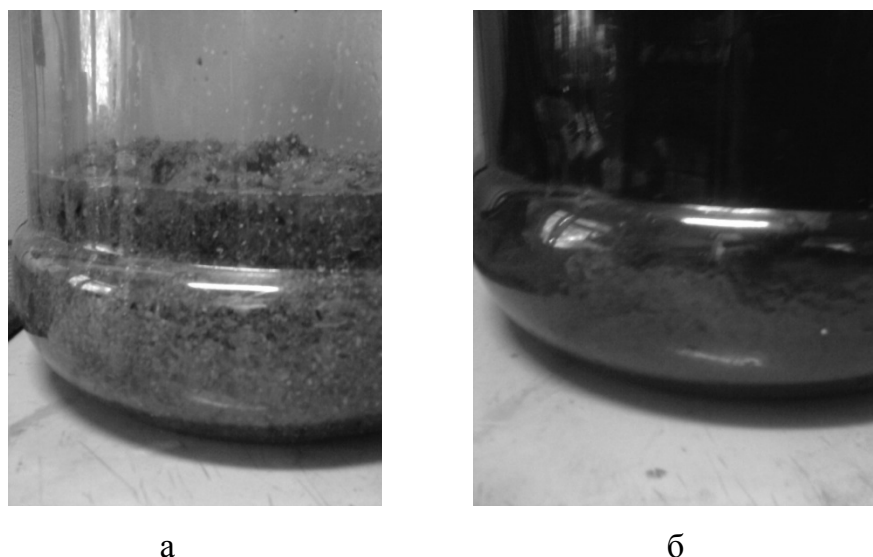


Рис. 3. Внешний вид образца до (а) и после (б) щелочной обработки

При этом значение рН среды составляло 11.8. В образце осадка после эксперимента обнаружены следовые значения содержания НЦ, что свидетельствует о полном протекании щелочного гидролиза шламов.

По результатам проведенных экспериментальных исследований показано, что для эффективного протекания гидролиза НЦ необходимо поддержание рН на уровне 11-12 ед. При этом длительность процесса составляет 20-25 суток в зависимости от исходного содержания НЦ в составе шлама.

Следует ожидать, что полученный гидролизат содержит легкоокисляемые и доступные для микроорганизмов соединения, такие как сахара и органические кислоты. В настоящее время продолжаются исследования возможности утилизации полученного гидролизата в качестве основы питательной среды в процессе культивирования аэробных микроорганизмов. Кондиционирование (подготовка) гидролизата проводится с нейтрализацией до рН 7.2-7.8, а также с разбавлением и внесением в раствор питательных солей – источников азота и фосфора в оптимальных соотношения.

Заключение

Таким образом, экспериментально показано, что отдельная утилизация осадков сточных вод исследованными микробными ассоциациями характеризуется крайне низкой эффективностью.

Подобраны основные технологические режимы протекания предварительной обработки осадков сточных вод для последующей утилизации продуктов гидролиза.

Предложена и исследована последовательная двухстадийная обработка застарелых шламов с полным гидролизом нитратов целлюлозы в их составе: первоначально – 3% раствором NaOH в течение 18 суток с заменой надосадочной жидкости свежим раствором NaOH и дальнейшей 9-суточной обработкой (Забелин, 2002). Предлагается утилизация полученного гидролизата в качестве основы питательной среды в процессе культивирования аэробных микроорганизмов биопленки, отобранную из лабораторных биофильтров, очищающих сточные воды производства НЦ, а также выделенных из седиментов (шламов) прудов-отстойников на территории предприятия ФКП «Казанский пороховой завод».

Список литературы

1. Агзамов Р.З., Сироткин А.С., Братилова О.Б., Петров С.Е., Хацринов А.И., Михайлов Ю.М. Биологические методы утилизации отходов производства нитроцеллюлозы // Вестник Казанского технологического университета. 2012. Т. 15, № 20. С.172-175.
2. Забелин Л.В. Защита окружающей среды в производстве порохов и твердых ракетных топлив. М.: ООО «Недра-Бизнесцентр», 2002. 174 с.
3. Гиндич В.И. Производство нитратов целлюлоз. Технология и оборудование. М.: ЦНИИНТИ, 1984. 360 с.
4. Закощиков А.П. Нитроцеллюлоза. М.: Обронгиз, 1950. 371 с.
5. Сироткин А.С., Абитаева И.У., Лапшина Т.В., Кирилина Т.В., Агзамов Р.З. Оценка эффективности процесса биофильтрации сточных вод производства нитроцеллюлозы // Вестник Казанского технологического университета. 2013. Т. 16. № 6. С.124-128.

О НЕКОТОРЫХ ФАКТОРАХ РАЗВИТИЯ ЗООПЛАНКТОНА В ТЕХНИЧЕСКИХ СИСТЕМАХ ВОДООТВЕДЕНИЯ

Матвеева О. А., магистрант

E-mail: matveevaolga1189@gmail.com

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Проанализированы условия развития зоопланктона на примере *Daphnia magna*, позволяющие оценить его развитие в системах водоотведения – очистных сооружениях. Исследовано влияние рН, температуры и освещенности на выживаемость и плодовитость дафний в модельных условиях культивирования.

Ключевые слова: зоопланктон, дафнии, факторы среды, культивирование, выживаемость.

В настоящее время с развитием промышленности и сельского хозяйства, внедрением в производство технологических процессов, требующих большого количества воды, создается опасность загрязнения водоприемников.

Очевидно, что одним из практических мероприятий, направленных на оздоровление водной среды от загрязнений, является повышение эффективности эксплуатации очистных сооружений. Показателями степени очистки служат данные физико-химических анализов водных проб, которые зачастую не дают полной информации об эффективности процессов водоочистки (Лукияненко, 1983; Брагинский, 1970). В частности, химический анализ воды может не показывать влияние загрязнителей на обитателей водной экосистемы. Считают, что наряду с физико-химическим анализом водных проб необходимо использовать биологические методы диагностики, основанные на оценке состояния сообщества и отдельных особей гидробионтов, подвергнувшихся воздействию загрязненной среды. Преимущества методов биодиагностики состоят в том, что живые организмы способны регистрировать более низкие концентрации веществ, чем некоторые аналитические датчики (Брагинский, 1970).

Одним из основных критериев качества среды служит выживаемость организмов. Однако, при отсутствии значительных воздействий различных факторов

окружающей среды, например, при воздействии малых доз токсических веществ или при изменении естественных факторов внешней среды, этого критерия недостаточно, так как при этом не принимаются во внимание многочисленные реакции организма. Только регистрация соответствующих аномальных состояний организма, популяции и сообщества позволяет судить о качестве водной среды с биологической позиции. Поэтому биоконтроль целесообразно основывать не на данных гибели, а на информации об отклонениях в процессах жизнедеятельности гидробионотов и, в частности, процессов размножения (Мелехова, 2007).

Доступность тест-объектов также необходимо принимать во внимание при выборе соответствующих методов для целей биотестирования. Наиболее просто культивирование дафний. Планктонные ракообразные, относящиеся к роду *Daphnia*, - активные фильтраторы. Пропуская через свой организм большие объемы воды, они способны накапливать значительные количества токсических веществ, способствуя тем самым естественному самоочищению воды. Скорость аккумуляции загрязняющих веществ у этой группы организмов очень велика (Лозановская, 1998).

Период созревания рачков составляет 5-8 суток при благоприятных условиях: оптимальной температуре 20 ± 2 °С, рН 7-8, содержании кислорода 6-7 мг/л, чередовании света и темноты при соотношении 12:12 или 16:8.

О роли температуры в изменении темпов роста и размножения дафний известно достаточно много. Установлены общие закономерности и количественные зависимости некоторых процессов жизнедеятельности от температуры среды и получены предварительные критерии определения оптимальных температурных условий развития водных организмов (Колупаев, 1994).

В данной работе приведен комплексный подход к изучению влияния различных факторов природной среды на рост и плодовитость *Daphnia magna*. Реакция живых организмов на изменение среды чрезвычайно многообразна. Познать особенности функционирования и правильно интерпретировать их в каждом конкретном случае помогают исследования, относящиеся к действию какого-либо одного фактора, важность которого не вызывает сомнений. К числу подобных факторов, в первую очередь, следует отнести температуру, рН и освещенность. Исключительная роль данных факторов проявляется, прежде всего, в том, что они являются неременным условием жизни (Ивлева, 1981).

Условия биотестирования с использованием дафний в данной работе были следующими. Культура дафний для проведения опытов выращивалась в климатостате, обеспечивающем поддержание искусственного освещения лампами дневного света с интенсивностью света от 500 до 1000 Лк; смене 12-часового светового и 12-часового ночного (без освещения) периодов; температуры $+20\pm 2$ °С. В качестве культиваторов использовались толстостенные чашки, которые наполнялись на $\frac{3}{4}$ объема культивационной водой. Ежедневно в утренние часы с поверхности воды в сосудах, в которых культивировались рачки, снималась дрожжевая и бактериальная пленка. После этого вода вместе с рачками переливалась в чистый культиватор так, чтобы накопившийся осадок остался на дне. Один или два раза в неделю культура пересаживалась в свежую культивационную воду (частота пересадки определяется содержанием растворенного кислорода в культиваторах). Плотность маточной культуры 20-25 особей на 1 дм³ культивационной воды. Для проведения экспериментов использовалась молодь маточной культуры. Отбиралась одновозрастная культура, для этого дафний фильтровали с помощью комплекта сит. Взрослые дафнии задерживаются на крупном сите (размер ячеек 1000-2200 мкм), а молодые, в возрасте от 6 до 24 часов, на самом мелком (размер ячеек 450-560 мкм).

Все опыты проводились в трехкратной повторности. Экспериментальные емкости освещались люминесцентными лампами («белый» свет от люминесцентной лампы является максимально приближенным по спектральному составу к солнечному излучению). Смена режимов осуществлялась включением и отключением ламп.

Учет смертности и родившейся молоди проводили через час после начала эксперимента, затем через равные промежутки времени.

Для обработки полученных данных был использован графический метод, где отмечались продолжительность экспериментов (в сутках) и число особей.

В период наблюдения на первом экспериментальном этапе по оценке влияния рН на рост и плодовитость дафний было отмечено уменьшение числа особей, наиболее значительное для водных проб с рН 5.0 и 9.0 (рис. 1). Анализ данных по влиянию рН показал, что для дафний, находящихся в воде, отличающихся значениями рН 6.0, 7.0 и 8.0 не было отмечено значительных изменений числа особей. Полученные результаты согласуются с данными, приведенными в других источниках.

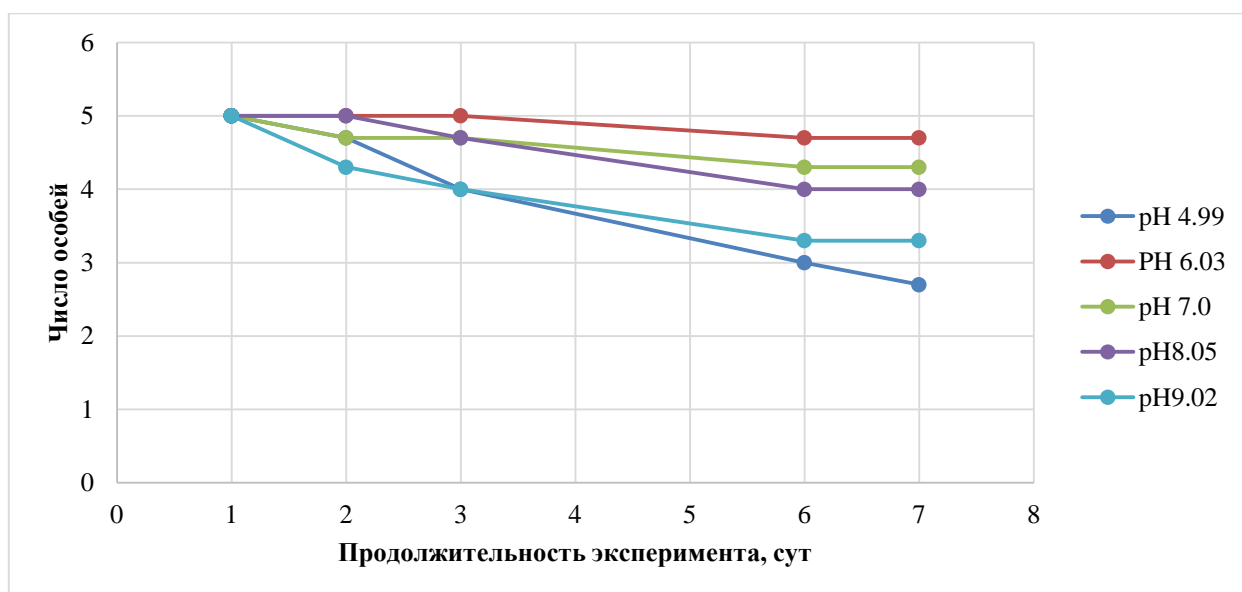


Рис. 1. Влияние рН на выживаемость дафний

Согласно приведенным результатам, полученным на втором экспериментальном этапе, было отмечено значительное влияние освещенности на рост и плодовитость дафний (рис. 2). Наиболее резкое снижение числа особей наблюдалось при значениях освещенности 1990 Лк, 551 Лк, 346 Лк. Характерное снижение числа особей отмечалось также для освещенности 73 и 1338 Лк, однако это изменение наступало несколько позднее; при этом было замечено снижение двигательной активности дафний; также не наблюдалось роста в период созревания.

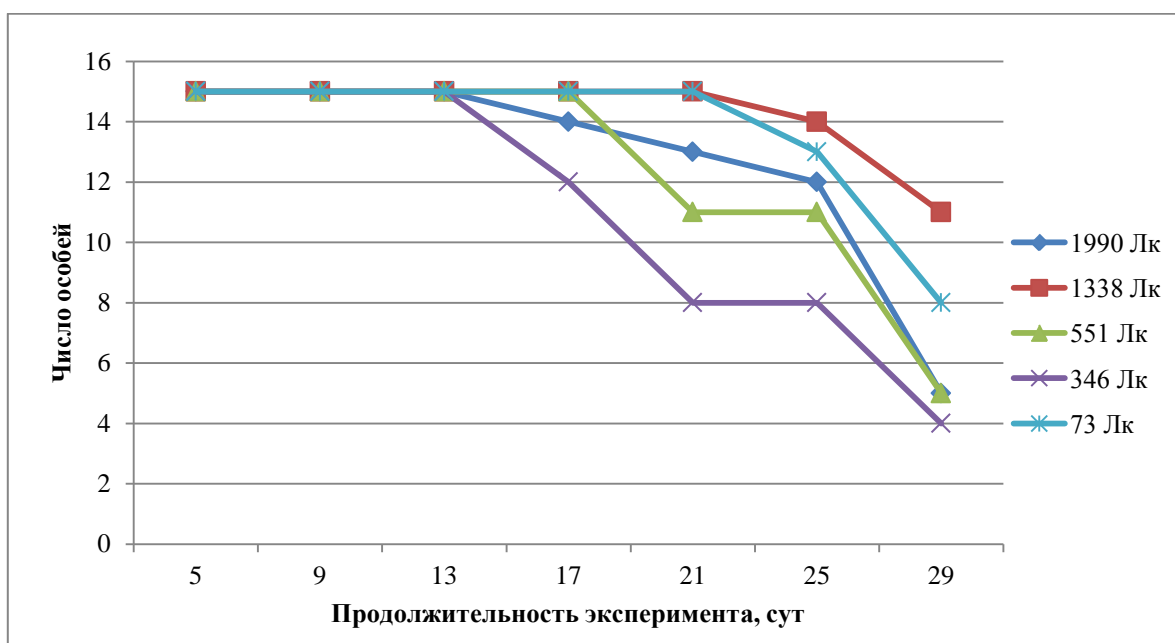


Рис. 2. Влияние освещенности на выживаемость дафний

Анализ данных по влиянию освещенности на плодовитость дафний показал, что во многих образцах наблюдалось снижение плодовитости рачков с течением эксперимента (рис. 3). Экстремальными выглядят результаты превосходной плодовитости для освещенности 1338 Лк. В дальнейшем целесообразным представляется проведение исследований по влиянию освещенности на плодовитость дафний в ряду поколений.

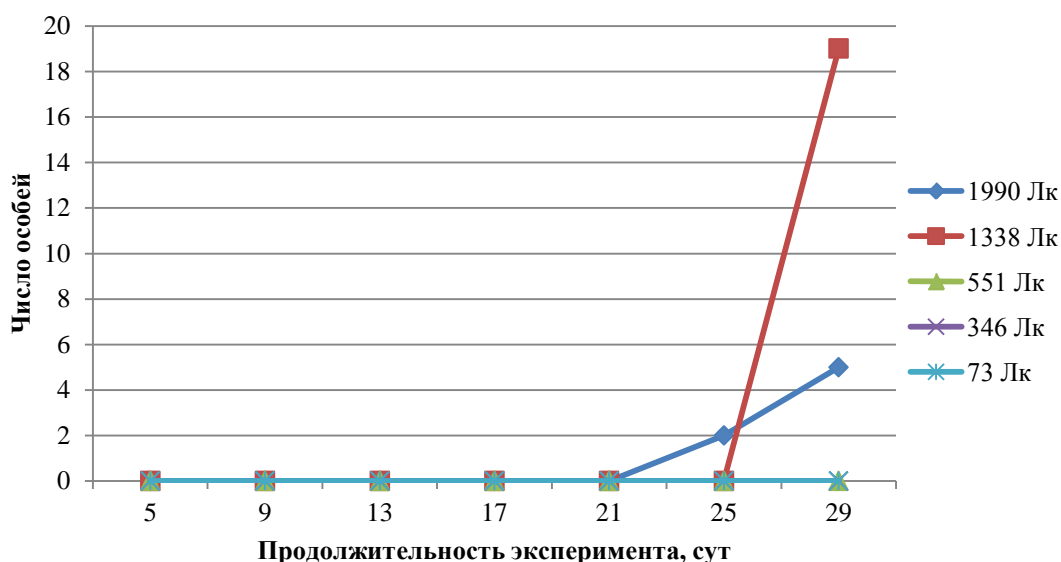


Рис. 3. Влияние освещенности на плодовитость дафний

Далее в работе проведено изучение влияния повышенных температур на плодовитость дафний. Согласно полученным данным, температура +25...+26 °С не вызывала гибели особей. У рачков, находившихся в воде при температуре +29...+30 °С, отмечалось снижение численности на 50% в период экспериментального наблюдения. Более высокая температура (+32...+33 °С) – вызывала гибель в среднем 60% особей на протяжении трехнедельного эксперимента (рис. 4).

Результаты оценки плодовитости дафний в условиях культивирования при различных температурах представлены на рисунке 5. Анализ результатов показал, что при повышенных температурах наблюдалось резкое снижение плодовитости рачков, в то время как температура +25...+26 °С способствовала размножению дафний в период исследований.

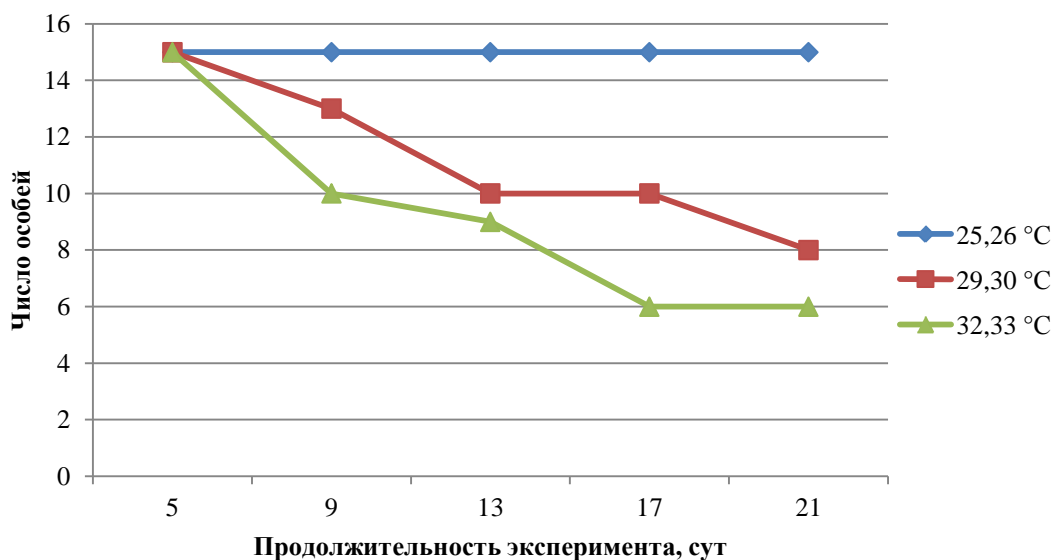


Рис. 4. Влияние температуры на выживаемость дафний



Рис. 5. Влияние температуры на плодовитость дафний

Таким образом, по результатам проведенных исследований можно сделать вывод, что изменение значений таких факторов как температура, рН и освещенность на протяжении нескольких недель способны нарушить согласование жизненных циклов организмов в экосистеме и привести к существенному снижению либо, напротив, увеличению продуктивности и изменению численности зоопланктона в водных экосистемах.

Следует предположить, что сезонное повышение плодовитости дафний может привести к негативным последствиям на очистных сооружениях, таким как вспухание

и вынос активного ила из системы очистки, что неблагоприятно скажется на процессе очистки сточных вод.

Автор выражает благодарность к.б.н., заведующему лабораторией экологических биотехнологий Института проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан А.М. Петрову за возможность выполнения экспериментальных исследований и предметные консультации, а также д.т.н., заведующему кафедрой промышленной биотехнологии Казанского национального исследовательского технологического университета А.С. Сироткину за общее руководство работой.

Список литературы

1. Брагинский Л.П. Проблема пестицидов в водной токсикологии // Вопр. вод. токсикологии. М.: Наука, 1970. С. 81-88.
2. Голубовская Э.К. Биологические основы очистки воды. М.: Высш. шк., 1978. 268 с.
3. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: АКВАРОС, 2003. 512 с.
4. Ивлева И.В. Температура среды и скорость энергетического обмена у водных животных. Киев: Наукова думка, 1981. 231 с.
5. Колупаев Б.И., Сапрыкина Е.А. Влияние температуры на активность органов дыхания и деятельность сердца у дафний разного возраста. Йошкар-Ола, 1994. 12 с. - ВИНТИ № 2339-В94.
6. Лозановская И.Н., Орлов Д.С., Садовникова Л.К. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 1998. 287 с.
7. Лукьяненко В.И. Общая ихтиология. М., 1983. 320 с.
8. Мелехова О.П., Егорова Е.И., Евсеева Т.И. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений. М.: Издательский центр «Академия», 2007. 288 с.
9. Митянина И.Ф. Рост и развитие дафний и коловраток в онтогенезе и последовательных партеногенетических генерациях в зависимости от температуры: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Минск, 1983. 24 с.

СПОСОБЫ УМЕНЬШЕНИЯ СУБЛИМАЦИИ УСКОРИТЕЛЕЙ ВУЛКАНИЗАЦИИ КАУЧУКОВ

Махмутова Л.Х., аспирант

E-mail: liliya2707@yandex.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Проведено исследование сублимации и летучести органических ускорителей серной вулканизации шинных резин. Показано, что сублимация существенно уменьшается при использовании ускорителей в виде эвтектических систем.

Ключевые слова: гранулы, ускорители вулканизации, диаграммы состояния, эвтектические смеси.

Органические ускорители серной вулканизации каучуков – это молекулярные кристаллы, при смешении и нагревании которых образуются эвтектические смеси или твердые растворы замещения. Значительный интерес представляет способность бинарных эвтектик к гранулированию в состоянии расплава с образованием гранул, что соответствует принципу экологизации технологий подготовительного производства. В этой связи проводилось исследование бинарных систем ускорителей с целью выявления условий образования эвтектических смесей и твердых растворов замещения.

Диаграмма состояния бинарной системы N-циклогексилбензотиазол (ЦБС) – тетраметил-тиурам-дисульфид (ТМТД). Для бинарной системы ЦБС–ТМТД характерно образование простой эвтектики. Компоненты этой системы значительно отличаются друг от друга по химическому строению и по параметрам кристаллических решеток, геометрических форм молекул (Махлис, 1989).

Такие различия характерны для эвтектических смесей с полной взаимной нерастворимостью компонентов в твердом состоянии, о чем свидетельствует расположение эвтектической точки плавления в непосредственной близости от одного из компонентов при 80°C. По этой причине гранулирование проводилось при данной температуре.

Диаграмма состояния ТМТД–ДБТД. Нуклеофильным компонентом является

ТМТД, в молекуле которого избыточный отрицательный заряд сосредоточен на атомах серы и имеет значение -0.618 (Махлис, 1989). Электрофильные центры в данной системе находятся в молекуле ДБТД, при этом избыточный положительный заряд, равный 0.15 , сосредоточен на атоме углерода бензотиазолильного фрагмента (Горбунов, Белкин, 2011).

Диаграмма состояния бинарной системы ТМТД–ДБТД имеет эвтектическую точку плавления при $108\text{ }^{\circ}\text{C}$ (мольное соотношение компонентов $0.4:0.6$), а также перитектическую точку при $112\text{ }^{\circ}\text{C}$ (мольное соотношение компонентов $0.8:0.2$), обусловленную образованием в смеси неустойчивого молекулярного комплекса за счет взаимодействия нуклеофильных центров ТМТД и электрофильных центров ДБТД. Гранулирование проводилось при температуре образования молекулярного комплекса (110°C).

Диаграмма состояния ТМТД–МБТ. Для бинарной системы ТМТД–МБТ характерно наличие двух эвтектических температур плавления, соответствующих $106\text{ }^{\circ}\text{C}$ и $101\text{ }^{\circ}\text{C}$ при массовом соотношении компонентов $0.8:0.2$ и $0.5:0.5$ соответственно. Следовательно, наибольшее проявление способности к гранулированию этой системы ускорителей в резиновых смесях можно ожидать при их соотношениях, соответствующих интервалу между двумя эвтектическими температурами плавления (Каримова, Мухутдинов, Мухутдинов, 2006). Выпуклый характер интервала с максимумом при $111\text{ }^{\circ}\text{C}$ свидетельствует об образовании в эвтектическом расплаве нового химического соединения, устойчивого в присутствии исходных компонентов.

В таблице 1 представлены основные характеристики гранул, полученных из расплавов бинарных смесей ускорителей. Видно, что построение фазовых диаграмм позволяет определить температуру плавления эвтектической смеси при схожих соотношениях компонентов. Следует также отметить то обстоятельство, что из расплавов получают более плотные прочные и непылящие гранулы, но с более низкой температурой, чем у исходных компонентов.

Улучшение качества гранул при их получении из эвтектических расплавов обусловлено тем, что они образуются по принципу наиболее плотной упаковки молекул (Донская и др., 1993) в кристаллах. При этом мелкие кристаллы объединяются в гранулы с небольшой поверхностью, в которых отсутствует связующее вещество, разрыхляющее гранулы, приводящее в результате к истиранию

и пылеобразованию.

Таблица 1. Основные характеристики гранул, полученных из расплавов бинарных смесей ускорителей

Бинарные смеси	Соотношение компонентов	Температура плавления смеси, °С	Прочность гранул, МПа	Сублимация, %
ТМТД–ЦБС	0.5 : 0.5	92	0.35	0.0396
	0.4 : 0.6	81	0.35	0.0398
ТМТД–ДБТД	0.5 : 0.5	107	0.38	0.0682
МБТ–ТМТД	0.5 : 0.5	104	0.37	0.0359

Проведенные исследования сублимации ускорителей вулканизации резиновых смесей позволяют предложить следующие способы уменьшения их эмиссии при хранении и транспортировке:

- приготовление легкоплавких и прочных гранул, полученных из эвтектических расплавов бинарных смесей ингредиентов, при этом сублимация происходит только с поверхности гранул, тогда как до расплавления сублимация происходила с поверхности мелких частиц ускорителя. В результате сублимация, а также летучесть уменьшаются более чем на порядок;

- транспортировка и хранение гранул в герметичной таре с учетом давления насыщенных паров ускорителей.

Как видно из результатов проведенных исследований, вышеприведенные способы уменьшения сублимации позволяют значительно сократить вышеназванные нежелательные явления, приводящие к загрязнению окружающей среды за счет эмиссии высокотоксичных ускорителей серной вулканизации каучуков.

Автор выражает особую благодарность Мухутдинову Асхату Ахметовичу, д.х.н., проф. каф. инженерной экологии КНИТУ и Мухутдинову Эдуарду Асхатовичу, д.х.н., проф. каф. процессов и аппаратов химической технологии КНИТУ.

Список литературы

1. Махлис Ф.А. Терминологический справочник по резине. М.: Изд-во Химия, 1989. 400 с.
2. Горбунов Б.Н., Белкин А.Н. Сырье и материалы для резиновой промышленности: настоящее и будущее // Первая Российская научно-практическая конференция резинщиков. М., 2011. Т. 1. С. 83-84.
3. Каримова Л.Х., Мухутдинов Э.А., Мухутдинов А.А. Экологическая оценка и способы снижения эмиссии ускорителей // Вестник Казан. технол. ун-та. 2006. № 6, 12. С. 37-42.
4. Донская М.М., Хазанова Ю.А., Фроликова В.Г., Канун С.М. // Химия в интересах устойчивого развития. 1993. № 1, 6. С. 207-211.

РАЗЛОЖЕНИЕ БЕЛОГО ФОСФОРА МИКРООРГАНИЗМАМИ

Миндубаев А.З.¹, к.х.н., старший научный сотрудник

Ахоссийенагбе С.К.², студент

Болормаа Ч.², аспирант

Горбачук Е.В.², студент

E-mail: mindubaev@iopc.ru

¹Институт органической и физической химии им. А.Е.Арбузова КазНЦ РАН, г.Казань

²Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань

Аннотация

Показано, что белый фосфор в активном иле окисляется до водорастворимых соединений. Впервые получены культуры микроорганизмов, растущих на субстратах с содержанием белого фосфора до 0.1%. Скорость снижения концентрации Р₄ в средах обратно пропорциональна продолжительности лаг-фазы роста микрофлоры. Это указывает на наличие биодegradации белого фосфора.

Ключевые слова: детоксикация, белый фосфор, осадки сточных вод, анаэробные условия, кинетика выделения газа, газовая хроматомасс-спектрометрия, метаболический путь, ядерный магнитный резонанс.

Белый фосфор является одним из самых опасных загрязнителей окружающей среды (Toxicological profil ..., 1997). Хроническое отравление приводит к глубокой инвалидности, с поражением всех систем органов и тканей (Вербовой, 2002). Тем не менее, белый фосфор широко применяется в промышленности, являясь ключевым соединением при производстве фосфорных удобрений, лекарств, полимеров и ряда других практически значимых веществ и материалов. Не исключается попадание белого фосфора в окружающую среду. Достаточно вспомнить недавнюю экологическую катастрофу в Украине, где в результате железнодорожной аварии воспламенились цистерны с техническим фосфором (Бадюгин, 2009).

Из анализа описанных на настоящий момент в литературе методов детоксикации белого фосфора в природных условиях, можно заключить, что эффективные методы очистки природных сред от данного вещества до сих пор не

созданы (Toxicological profil ..., 1997). Таким образом, разработка методов детоксикации и деградации белого фосфора в окружающей среде, применимых крупномасштабно, является актуальной задачей современной науки. В работе (Bohn, 1970) сообщается о естественной детоксикации белого фосфора в почве, однако авторы предполагают абиотическое окисление. Известны попытки применения белого фосфора в качестве фосфорного удобрения (Rodriguez, 1972), но без большого успеха. Между тем, у элемента фосфора есть уникальное качество – будучи сильнейшим ядом в виде простого вещества, в окисленном состоянии он абсолютно необходим для всех форм жизни. Таким образом, возможна его полная детоксикация (Миндубаев и др., 2013 (a); Миндубаев и др., 2013 (b); Миндубаев и др., 2013 (c)).

Следует отметить, что биodeградация является одним из наиболее популярных и часто применяемых на практике методов обезвреживания промышленных, бытовых и сельскохозяйственных стоков, химического оружия и взрывчатых веществ (Neilson, Allard, 2007; Наумова, 1985). Однако, в литературных источниках нами не найдено сведений о доказанных примерах биологической деградации белого фосфора, а также не прослежен его метаболический путь.

Целью настоящего исследования являлась переработка белого фосфора при помощи микроорганизмов, населяющих осадки канализационных стоков и получение экспериментальных данных, подтверждающих путь биологической деградации белого фосфора.

При проведении экспериментов использовали смесь уплотненного и обезвоженного осадка сточных вод (ОСВ) Муниципального унитарного предприятия Водоканал г. Казани. Применялся уплотненный ОСВ с влажностью 98%, собранный из колодца, а также обезвоженный ОСВ с влажностью 78%, произведенный фильтрованием на фильтр-прессе. При проведении каждого эксперимента использовали ОСВ одной партии, с идентичными показателями. В качестве дополнительного субстрата, позволяющего сокращать лаг-фазу роста микрофлоры активного ила, в контроль и опыт добавлялась растительная биомасса – зеленая масса растения амарант (*Amaranthus cruentus* L.), который является эффективным стимулятором метанового брожения (Миндубаев и др., 2009). Амарант багряный (*A. cruentus* L.), урожая 2008 г., был выращен на опытном поле в Пестречинском районе Республики Татарстан и собран в фазе цветения. Фитомасса смешивалась с ОСВ в

соотношении 1:1 на сухой вес. В одном из экспериментов фитомасса амаранта перед внесением в субстрат была измельчена до состояния порошка на ручном блендере Philips HR 1370.

Белый фосфор перед внесением в субстрат был диспергирован в воде при помощи ультразвукового диспергатора «Сапфир» (рабочая частота 35 кГц, 30 мин) при температуре 50 °С в инертной атмосфере (азот) до образования однородной эмульсии со средним диаметром сферических частиц менее 0.1 мм. Далее эмульсия белого фосфора вносилась в субстраты пипеткой при перемешивании: ее объем соответствовал рассчитанной конечной концентрации белого фосфора в субстрате.

Анаэробная переработка сырья осуществлялась в реакторах лабораторного масштаба, непрерывно термостатированных в мезофильном (38 °С). Загрузка реактора составляла 150-300 г субстрата, в зависимости от объема реактора (200–400 мл). В эксперименте с измельченной фитомассой на 48 сутки во все повторы было добавлено по 60 г инокулята, после чего объемы субстратов достигли 360 мл, а концентрация белого фосфора в сериях опытов снизилась с 1 : 10000 и 1 : 100000 до 1 : 8333 и 1 : 83333, соответственно.

Для контроля переработки P_4 были использованы ЯМР спектрометр высокого разрешения Avance 400 (Bruker) и газовый хроматомасс-спектрометр Shimadzu GCMS-QP2010Ultra (Япония). Для поиска белого фосфора спектры ^{31}P ЯМР снимались с экстрактов ОСВ в органическом растворителе (диэтиловый эфир), для поиска метаболитов – с отфильтрованной водной фазы ОСВ.

Микробиологический посев из субстрата с исходным содержанием белого фосфора 0.1% производился в виварии ИОФХ после окончания анаэробной переработки. Посевы производили на плотную питательную среду МПА в чашке Петри. Инкубация продолжалась 48 часов (температура 37 °С). Идентификацию выделенных бактериальных культур проводили путем изучения морфологии бактерий и их колоний. Еще из того же самого субстрата был произведен посев анаэробных бактерий. Условия: пробирки, герметично закрытые резиновыми пробками. Среда Ван-Дель-дена для сульфатредукторов с цитратом железа III. Рост в термостате при 37 °С в течение пяти суток. Рост культур сопровождался выпадением черного осадка сульфида железа – маркера интенсивности роста сульфатредукторов.

Посев из субстратов с исходным содержанием белого фосфора 0.01% проводился параллельно в виварии ИОФХ им. А.Е. Арбузова и на кафедре биохимии К(П)ФУ. В ИОФХ велась работа с субстратом, в котором микрофлора необратимо угнеталась белым фосфором. Для выделения чистых культур актиномицетов использовали крахмало–аммиачный агар (КАА). Через 2-3 суток при 25 °С на поверхности среды выросли колонии актиномицетов. Для микроскопирования использовался световой микроскоп МБС-10 (Россия), оснащенный цифровой видеокамерой Moticam 350 (Китай) с программным обеспечением Motic Images (увеличение в 60 раз).

На кафедре биохимии Казанского университета велась работа с субстратом, в котором микрофлора восстанавливала активность после угнетения белым фосфором. Микробиологический анализ субстратов проводился методом предельных разведений на среде Гаузе 1 с минеральным азотом. Для сохранения музейных штаммов использовали овсяный агар. Культуры выращивали 14 суток при 28 °С. Проводили дифференцированный подсчет количества колониеобразующих единиц (КОЕ) стрептомицетов.

При содержании белого фосфора в субстрате порядка 0.1% по массе, наблюдалось значительное угнетение жизнедеятельности микрофлоры по сравнению с контролем, выражающееся в снижении выделения газообразных продуктов жизнедеятельности, вплоть до временного прекращения выделения газа (Миндубаев и др., 2013 (а)).

Тем не менее, даже при такой концентрации токсичного вещества не наблюдалась полная гибель микроорганизмов. При содержании белого фосфора в иле 0.01% по массе, наблюдалось значительное угнетение, вплоть до полного прекращения выделения газа, в течение приблизительно 2-3 недель, причем угнетение наблюдалось не вначале эксперимента, а спустя приблизительно месяц. При содержании белого фосфора в иле 0.001% по массе, наблюдалось незначительное угнетение жизнедеятельности микрофлоры, без перерыва в выделении газа, указывающее на устойчивость природных популяций микроорганизмов активного ила к P_4 при разбавлении до указанной концентрации. При концентрации 0.01% удельный выход газа снижался вдвое по сравнению с контролем, а при 0.1% – еще значительнее. После периода угнетения, жизнедеятельность микрофлоры,

выраженная через выделение и состав газообразных продуктов метаболизма, начинала восстанавливаться. На содержание углекислого газа белый фосфор оказывал менее заметное угнетающее воздействие, чем на содержание метана. Из этого следует, что метаногенные археобактерии более чувствительны к отравлению этим веществом по сравнению с другими представителями микрофлоры активного ила – зубактериями, продуцирующими углекислый газ (Миндубаев и др., 2013 (а)).

Из субстратов с концентрацией P_4 0.01% (масс) первая проба для ^{31}P ЯМР анализа была взята на 35 день. Спектры продемонстрировали наличие в эфирном экстракте одного сигнала, соответствующего белому фосфору (Миндубаев и др., 2013 (а)). Значит, вне зависимости от режима термостатирования, срок в 35 дней недостаточен для переработки P_4 ОСВ. Вторая проба из субстрата с концентрацией белого фосфора 0.01% (мезофильный режим) была отобрана на 63 день. Спектр показал отсутствие сигналов фосфорных соединений, в том числе белого фосфора. Таким образом, срок продолжительностью 63 суток оказался достаточным для переработки белого фосфора в концентрации 0.01%.

Следует отметить, что на поверхности субстратов с добавлением белого фосфора 0.01% наблюдался рост колоний микроорганизмов, которые по внешним признакам идентифицировали как актиномицеты (Миндубаев и др., 2013 (а)). В контрольных образцах без белого фосфора рост микроорганизмов не наблюдался. Микроорганизмы идентифицировали как представителей рода *Streptomyces*. Впоследствии, таксономическая принадлежность была уточнена до секции *Cinereus*: 65.4% колоний отнесены к *Achromogenes*, 26.9% – к *Aureus*, оставшиеся 7.7% – к *Chromogenes*. Таким образом, во всех субстратах с содержанием белого фосфора 0.01%, вне зависимости от характера влияния данного ксенобиотика, наблюдается интенсивный рост стрептомицетов. При одинаковом разведении из опытного (с белым фосфором) субстрата с содержанием белого фосфора 0.1%, на МПА выросло больше колоний бактерий, чем из контрольного. Плотность клеточной суспензии в контроле составляла 2.5×10^8 клеток/мл субстрата, а в опыте – 1.5×10^{10} клеток/мл субстрата, т.е. на два порядка больше. Выращенные бактерии имеют форму палочек и окрашиваются по Граму. Микроорганизмы были идентифицированы по морфологическим признакам как представители рода *Bacillus* (*Bacillus subtilis*, *B. subtilis* var. *mesentericus*, *B. cereus* и *B. macerans*). Представители данной группы часто

выступают в роли деструкторов неприродных соединений, однако устойчивость к белому фосфору наблюдается для них впервые.

Итак, во всех случаях мы наблюдаем сходное явление – отсутствие или ослабление роста микроорганизмов в контрольных субстратах после прекращения выделения газа, которое кажется парадоксальным, – получается, что в присутствии токсичного ксенобиотика микроорганизмы лучше растут по сравнению с контролем. Вероятно, это различие вызвано тем, что микроорганизмы, наблюдаемые в опытных субстратах, лучше адаптируются к присутствию белого фосфора. В контрольных субстратах они угнетены присутствием других групп микроорганизмов. Косвенно эта гипотеза подтверждается и отсутствием в контрольном субстрате таких метаболитов, как (данные ГХМС) – здесь эти соединения не были использованы микроорганизмами. Наиболее активный рост сульфатредукторов (отслеживаемый по интенсивности выпадения черного осадка), напротив, наблюдался в посевах из контроля, где белого фосфора не было. Значит, белый фосфор угнетает сульфатредукторов – облигатных анаэробов. Этот результат хорошо коррелирует с полученными нами ранее в отношении метаногенов – тоже строгих анаэробов. В предыдущих исследованиях нами было показано, что присутствие белого фосфора подавляет метаногенез (Миндубаев и др., 2013 (а)). Этот результат служит еще одним подтверждением того, что строгие анаэробы не принимают участие в биодegradации белого фосфора.

Отличие последнего эксперимента от предыдущих, описанных нами ранее (Миндубаев и др., 2013 (а)), состоит в том, что вносимая в субстраты подкормка – фитомасса амаранта, была измельчена до состояния порошка. Это резко активировало метаболические процессы в первые сутки эксперимента, как в контроле, так и в опытах. При этом интенсивно выделялся сероводород, образующийся при анаэробном разложении белковых веществ амаранта. Известно, что сероводород оказывает токсическое действие на микроорганизмы (Karhadkar et al., 1987). Накопление сероводорода привело к постепенному прекращению выделения газообразных продуктов во всех образцах. Следует особо подчеркнуть, что токсичное влияние белого фосфора в опытах в этот период не наблюдалось: характер затухания метаболических процессов в контролях и опытах был одинаковым. По этой причине на 48 день эксперимента во все субстраты был добавлен инокулят. После его

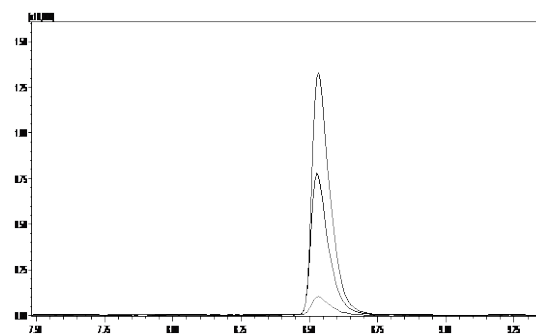
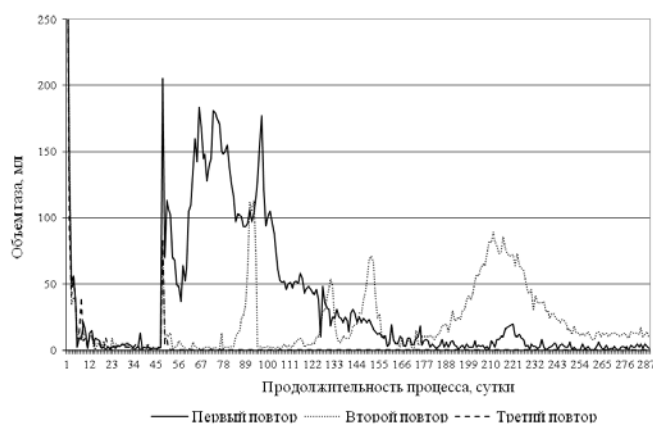
внесения микрофлора субстратов активировалась, но не одновременно в разных повторах. В одном из трех повторов, включая контроль, жизнедеятельность микрофлоры восстановилась сразу после внесения инокулята (рис. 1а). Кинетика второго повтора носит чрезвычайно интересный колебательный характер – чередование подъемов и спадов активности жизнедеятельности микрофлоры (рис. 1а). По всей видимости, белый фосфор в субстрате подвергался метаболизму «по частям»: по мере накопления токсичных метаболитов активность микрофлоры шла на спад, затем метаболиты подвергались вторичной деструкции. Третий повтор не активировался и спустя 240 дней после внесения инокулята (рис. 2а) (Миндубаев и др., 2013 (b)).

Результат эксперимента однозначно свидетельствует о биологической деградации белого фосфора: разложение ксенобиотика начинается только после преодоления микрофлорой интоксикации сероводородом. На 223 сутки после внесения инокулята, из трех повторов опыта были отобраны пробы для хромато-масс-спектрометрического анализа. Интенсивность сигнала белого фосфора в трех повторах оказалась обратно пропорциональна активности микробного метаболизма в них. Концентрация белого фосфора в растворе во втором повторе в 7.8 раз интенсивнее по сравнению с первым, а в третьем она в 13.3 раза интенсивнее, чем в первом (Миндубаев и др., 2013 (b)) (рис. 1б). Это означает четкую зависимость между скоростью исчезновения белого фосфора в субстрате и интенсивностью микробного метаболизма в нем. Если бы белый фосфор подвергался абиогенной деструкции (теоретически также возможной), скорость его разложения и интенсивность сигнала ГХМС во всех трех повторах была бы одинаковой.

Хотя химия белого фосфора достаточно хорошо известна, однако его метаболизм до сих пор не раскрыт, а из литературы удается почерпнуть о нем только фрагментарные сведения (Toxicological profil ..., 1997). Наши предыдущие исследования показали, что анаэробная микрофлора угнетается белым фосфором не сразу, а спустя продолжительный промежуток времени. Причем активность жизнедеятельности снижается плавно. Из этого наблюдения можно сделать вывод, что белый фосфор нетоксичен для микрофлоры, а угнетение осуществляется полупродуктами его метаболизма.

Известно, что гипофосфиты проявляют бактерицидные свойства (Sieber et al., 2014). Таким образом, вполне вероятно, что подавление жизнедеятельности микрофлоры в наших опытах было обусловлено накоплением гипофосфита. Тем не менее, данное подавление было обратимым, заканчивалось восстановлением метаболической активности. Значит, микрофлора смогла нейтрализовать предполагаемое воздействие гипофосфит-анионов. В статье (Foster et al., 1978) как раз описано микробное окисление гипофосфита и фосфита до фосфата в анаэробных условиях. Продуктом окисления гипофосфита является фосфористая кислота, которую бактерии сравнительно легко метаболизируют в фосфат – наиболее естественную форму фосфора в живом организме.

В опытном спектре ^{31}P ЯМР, снятом с водной фазы, проявились сигналы в области 0.3, 3.7 и 6.2 ppm, соответствующие фосфиту и гипофосфиту. Таким образом, он соответствует соединениям, которые, предположительно, являются метаболитами белого фосфора, т.е., является подтверждением предполагаемого нами метаболического пути. Спектр, снятый с контрольного образца одновременно с опытным, на том же приборе и в тех же условиях, не содержит аналогичные сигналы. Это служит доказательством того, что обнаруженные соединения действительно являются метаболитами белого фосфора.



а. Кинетика выделения газа в опыте с содержанием P_4 0.01% (три повтора). Удельная продуктивность первого, второго и третьего повторов 27.3, 17.2 и 2.4 мл газа/ мл субстрата за 288 суток, соответственно.

б. Спектр ГХМС для трех повторов, снятый на 223 сутки эксперимента.

Рис. 1. Различия интенсивности сигнала ГХМС белого фосфора для повторов опыта (наименее интенсивный сигнал – первого повтора, средний по интенсивности – второго, наиболее интенсивный – третьего). Для большей наглядности нужно сравнить с диаграммами (а)

Итак, если объединить информацию, полученную из наших экспериментальных данных и из рассмотренных литературных источников, посвященных метаболическому восстановлению и окислению фосфора, то можно изобразить следующую схему предполагаемого метаболизма белого фосфора (9) (рис. 2). Разумеется, представленная схема достаточно упрощена и в дальнейшем, без сомнения, будет дополняться.

Поскольку в литературе отсутствуют сведения о микроорганизмах, устойчивых к P_4 , представленная работа имеет бесспорную новизну. Следующим важнейшим этапом исследований станет поиск ферментных систем, способных принимать активное участие в разложении белого фосфора.

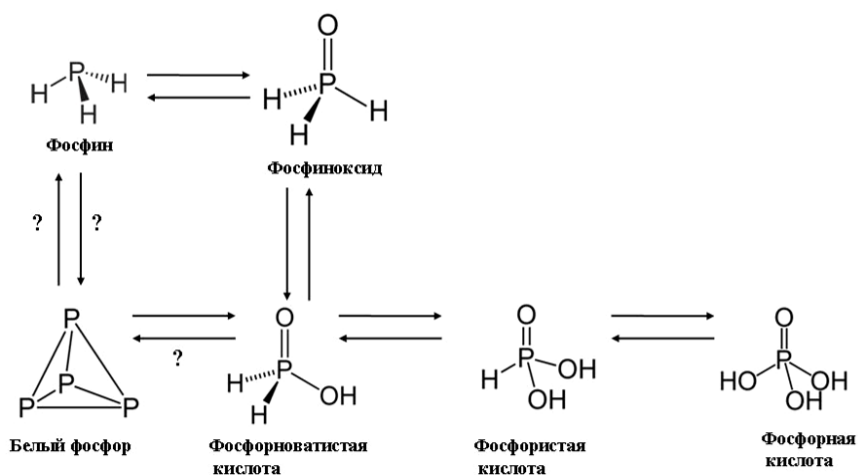


Рис. 2. Предполагаемый метаболический путь белого фосфора (знаком вопроса обозначены еще не обнаруженные превращения)

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант 14-08-31091 мол_а). Авторы выражают искреннюю признательность Дмитрию Григорьевичу Яхварову, Александре Дмитриевне Волошиной, Салиме Тахиятулловне Минзановой и Фариде Кашифовне Алимовой за неоценимую помощь в работе.

Список литературы

1. Бадюгин И.С. Зажигательные и токсические свойства фосфора. Уроки Львовской аварии // Военно-медицинский журнал. 2009. Т. 330, № 9. С. 20–26.
2. Вербовой А.Ф. Состояние костной ткани и кальций-фосфорного обмена у рабочих фосфорного производства // Казанский медицинский журнал. 2002. Т. 83, № 5. С. 147–150.

3. Миндубаев А.З., Алимова Ф.К., Ахоссийенагбе С.К., Болормаа Ч., Волошина А.Д., Кулик Н.В., Минзанова С.Т., Миронова Л.Г., Яхваров Д.Г. Возможность анаэробной детоксикации белого фосфора // Бутлеровские сообщения. 2013. Т. 33, № 1. С. 22–34.
4. Миндубаев А.З., Алимова Ф.К., Ахоссийенагбе С.К., Болормаа Ч., Волошина А.Д., Кулик Н.В., Минзанова С.Т., Миронова Л.Г., Яхваров Д.Г. Микробный метаболизм белого фосфора // Бутлеровские сообщения. 2013. Т. 36, № 12. С. 34-52.
5. Миндубаев А.З., Алимова Ф.К., Ахоссийенагбе С.К., Минзанова С.Т., Миронова Л.Г., Яхваров Д.Г. Новое подтверждение биodeградации белого фосфора // Бутлеровские сообщения. 2013. Т. 36, № 10. С. 1–12.
6. Миндубаев А.З., Минзанова С.Т., Скворцов Е.В., Мионов В.Ф., Зобов В.В., Ахмадуллина Ф.Ю., Миронова Л.Г., Белостоцкий Д.Е., Коновалов А.И. Стимулирующее влияние сухой фитомассы амаранта *Amaranthus cruentus* на биометаногенез в трудноферментируемых субстратах // Вестник Казанского технологического университета. 2009. № 4. С. 220–226.
7. Наумова Р.П. Микробный метаболизм неприродных соединений // Изд-во Казанского университета. 1985. 239 с.
8. Bohn H.L., Johnson G.V., Cliff J.H. Detoxification of White Phosphorus in Soil // J. Agr. Food chem. 1970. V. 18, № 6. P. 1172–1173.
9. Foster T.L., Winans L., Helms J.R., Helms S.J.S. Anaerobic Utilization of Phosphite and Hypophosphite by *Bacillus* sp. // Applied and environmental microbiology. 1978. V. 35, № 5. P. 937–944.
10. Karhadkar P.P., Audic J.-M., Faup G.M., Khanna P. Sulfide and sulfate inhibition of methanogenesis // Water Research. 1987. V. 21, № 9. P. 1061–1066.
11. Neilson A.H., Allard A.-S. Environmental Degradation and Transformation of Organic Chemicals // CRC Press, Taylor & Francis Group, New York. 2007. 710 p.
12. Rodriguez A., Bohn H.L., Johnson G.V. White phosphorus as a phosphatic fertilizer // Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1972. V. 36, № 2. P. 364–366.
13. Sieber J.R., Le H.M., McInerney M.J. The importance of hydrogen and formate transfer for syntrophic fatty, aromatic and alicyclic metabolism // Environmental Microbiology. 2014. V. 16, № 1. P. 177–188.
14. Toxicological profil for white phosphorus // U.S. Department of health and human services. USA. 1997. 248 p.

**ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ
СТОЧНЫХ ВОД ОПТИКО-МЕХАНИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА ПУТЕМ
ИЗМЕНЕНИЯ СХЕМЫ СМЕШЕНИЯ ОТДЕЛЬНЫХ ПОТОКОВ**

Сулова С.В., аспирант

E-mail: 3333053@gmail.com

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Представлены результаты лабораторных исследований биологической очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов и синтетических поверхностно-активных веществ. Получены данные о зависимости качественного и количественного состава очищенной сточной воды от последовательности смешения отдельных потоков сточных вод.

Ключевые слова: биологическая очистка, сточные воды, ионы тяжелых металлов, СПАВ.

Крупные химические, нефтехимические, приборостроительные и другие предприятия промышленности образуют сточные воды в больших объемах, которые, поступая в водные объекты, в ряде случаев даже после очистки, могут оказывать губительное воздействие на состояние окружающей среды и здоровье человека. Со сточной водой в водоемы часто попадают тяжелые металлы, которые являются ядами кумулятивного, канцерогенного и мутагенного действия, поэтому должны подвергаться глубокой очистке.

В то же время сточные воды некоторых промышленных производств содержат примеси, физико-химические свойства которых обуславливают повышение эффективности дальнейшей очистки таких сточных вод путем изменения схемы смешения отдельных потоков сточных вод в промышленном коллекторе.

Целью настоящей работы было установление условий предварительной локальной обработки химически загрязненных сточных вод оптико-механического производства для снижения токсичности смешанного стока и повышения эффективности дальнейшей биологической очистки сточных вод без значительных

капитальных затрат.

Исследования были проведены для ОАО «Казанский оптико-механический завод» (ОАО «КОМЗ»). ОАО «КОМЗ» – промышленное предприятие, выпускающее оптико-механические и оптоэлектронные приборы различного назначения. Номенклатура выпускаемых изделий велика, однако серийность выпускаемых приборов колеблется от единиц до нескольких десятков и сотен штук в год, что накладывает определенный отпечаток на организацию производства. Завод расположен в черте города на берегу р. Казанки и имеет собственные биологические очистные сооружения.

Мониторинг источников образования и состава сточных вод ОАО «КОМЗ» показал, что основными источниками загрязнения сточных вод предприятия являются гальванический участок цеха покрытий по металлу и участок промывки оптики оптического производства.

Предприятие не имеет локальных очистных сооружений. Наиболее токсичными примесями сточной воды предприятия являются ионы тяжелых металлов (Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cr^{6+}), а также синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), среди которых доминирует додецилсульфат натрия.

Известно, что некоторые ионы тяжелых металлов являются комплексообразователями, а некоторые СПАВ способны связывать ионы тяжёлых металлов, адсорбируя их на своей поверхности и в объеме мицелл. При проведении исследований было предположено, что предварительное смешение сточных вод гальванического и оптического производств (ГП) и (ОП) приведет к взаимодействию с образованием комплексных соединений и, как следствие, возможному снижению токсичности смешанного стока.

В лабораторных условиях был проведен ряд экспериментов по исследованию качественного и количественного состава, а также токсичности реальных стоков исходных и после совместного предварительного смешения. Смешение стоков производили в соотношении 1:1 в соответствии с реальным среднесуточным объемом сточной воды двух производств.

Эксперименты проводились в различное время года, в различные моменты производственного цикла, при различной загруженности производства. Токсичность исследовали методом биотестирования, в качестве тест-объектов использовались

инфузории *Paramecium caudatum*, а в качестве тест-функции рассматривалась выживаемость (смертность) тест-объектов.

В таблице 1 представлены выборка значений, средние значения трехкратных измерений.

Таблица 1. Состав и токсичность отдельных потоков сточных вод и смешанного стока

Наименование источника стока	Исходные стоки						Смешанный сток (1:1)	
	pH	Конц. Ni, мг/дм ³	Конц. Cr, мг/дм ³	Конц. Cu, мг/дм ³	Конц. АСПАВ, мг/дм ³	Токсичность, %	pH	Токсичность, %
ГП	6.5	0.6	11.2	0.14		65	9.5	100
ОП	12				5.0	100		
ГП	7.5	0.27	1.4	0.16		56	7.0	22
ОП	7.0				0.4	37		
ГП	6.7	1.37	2.42	0.68		89	6.7	24
ОП	6.9				0.6	40		
ГП	6.7	1.37	2.42	0.68		89	7.3	63
ОП	9				2.45	90		
ГП	7.6	0.17	0.25	0.07		32	7.8	18
ОП	8				0.39	60		

В результате проведенной оценки токсичности стоков в отдельности и смешанного обнаружили, что после предварительного смешивания сточных вод гальванического и оптического цехов токсичность общего потока, в большинстве случаев, значительно снижается.

Для выявления природы наблюдаемого снижения токсичности совместно со специалистами Института органической и физической химии им. А.Е. Арбузова Казанского научного центра РАН были проведены исследования модельных растворов сточных вод методом электропарамагнитного резонанса (ЭПР). Данные исследования проводили с растворами меди (II) (рис. 1) и хрома (VI) (рис. 2), так как эти металлы парамагнитны, что является необходимым условием проведения указанного исследования.

Полученные результаты исследований свидетельствовали об отсутствии химического взаимодействия в растворах, о чем говорили равные величины напряженности поля для всех исследованных случаев. Однако большее снижение интенсивности пика на спектре при смешении раствора металла с раствором СПАВ, в отличие от смешения с дистиллированной водой, обусловлено, вероятно, взаимодействием СПАВ с тяжелыми металлами с образованием комплексных соединений.

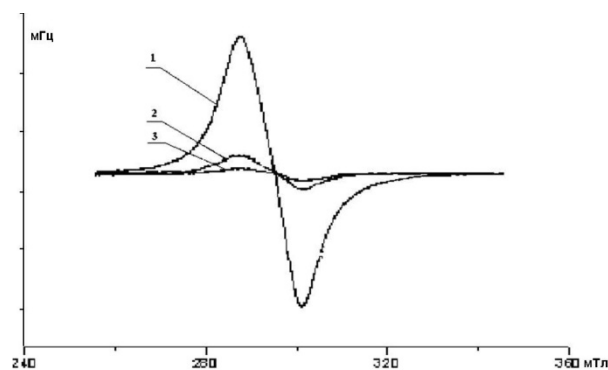


Рис. 1. Результаты исследований модельных растворов меди (II) методом ЭПР

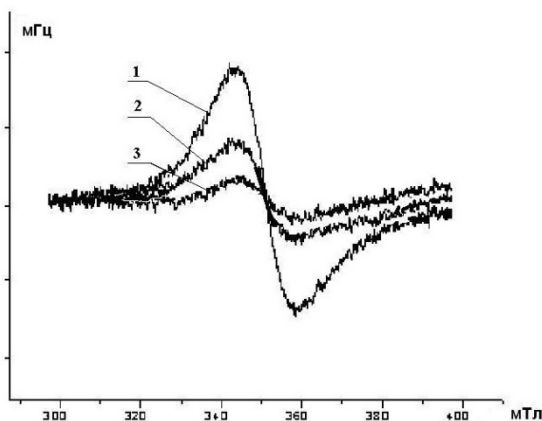
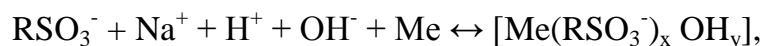
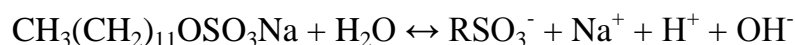


Рис. 2. Результаты исследований модельных растворов хрома (VI) методом ЭПР

Взаимодействие СПАВ и металлов происходит, вероятно, за счет избыточной электронной плотности додецилсульфат-иона и дефицита электронной плотности иона металла. Так, при взаимодействии СПАВ с ионами хрома образуется комплексное соединение со слабой донорно-акцепторной связью.



где $x = 4 \div 6$, $y = 0 \div 2$.

В настоящее время отдельные потоки сточных вод, образующиеся в производственных процессах ОАО «КОМЗ», последовательно поступают в трубопровод канализационной системы. По мере движения по трассе общезаводского коллектора, потоки сточных вод различных цехов смешиваются друг с другом. Смешение наиболее токсичных потоков оптического производства и гальванического цеха происходит практически на выходе потока сточных вод из общезаводского коллектора. Поэтому на следующем экспериментальном этапе проводились

сравнительные исследования биологической очистки сточных вод смешанных по двум схемам: описанной выше (традиционной), а также предварительным смешением токсичных потоков оптического производства и гальванического цеха (предлагаемой).

Схемы смешения с последующей биологической очисткой были имитированы в условиях лаборатории. В ходе эксперимента качество поступающей и очищенной воды анализировалось по значениям ХПК, содержанию ионов металлов, доминирующих в сточных водах, величине дегидрогеназной активности активного ила с использованием стандартных аналитических методик. Результаты исследования представлены в таблице 2.

Таблица 2. Состав очищенных сточных вод, предварительно смешанных по различным схемам и дегидрогеназная активность активного ила

Время очистки, ч	ДАИ, мкг формазана/мг АСБ			ХПК, мг/л			Ионы хрома, мг/л		Ионы меди, мг/л		Ионы никеля, мг/л	
	ТС	ПС	конт-роль	ТС	ПС	конт-роль	ТС	ПС	ТС	ПС	ТС	ПС
0	0.784	0.768	0.821	233			0.027	0.037	0.03		0.1	0.16
					215	131				0.03	7	
3	0.819	0.63	1.533				0.023	0.016	0.02	0.02	0.1	0.07
6	0.783	0.90	1.108					н/о	0.02		0.0	0.02
				102	137	144	0.032			0.02	4	
24	0.42	0.484	0.626	44	10	44		н/о	0.02		0.0	0.01
							0.005		0.03		1	

Примечание. ТС - традиционная схема; ПС - предлагаемая схема; контроль – сточные воды оптического производства.

Результаты данных исследований позволили определить зависимость качественного и количественного состава очищенной сточной воды от последовательности смешения отдельных потоков сточных вод.

В результате биологической очистки сточных вод, смешанных по предлагаемой схеме, была отмечена высокая эффективность удаления металлов, прежде всего, ионов Cr (VI), и в меньшей степени Cu и Ni. При этом оценка дегидрогеназной активности активного ила и значений ХПК в процессе биологической очистки стоков, смешанных по разным схемам не выявила ингибирующего действия металлов при использовании предлагаемой схемы.

По итогам проведенных исследований была предложена новая схема движения потоков сточной воды (рис. 3). В результате изменения схемы смешения токсичные стоки, содержащие ионы тяжелых металлов и СПАВ, перед поступлением их в общезаводской коллектор будут подвергаться совместной локальной обработке.

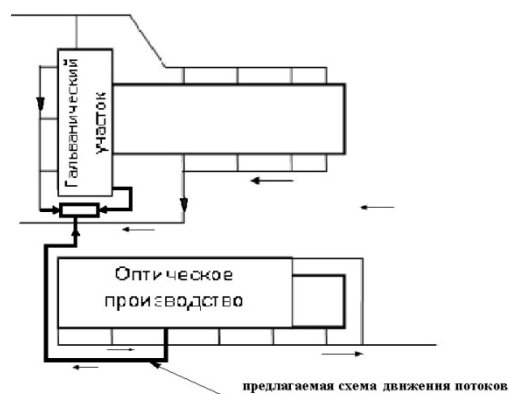


Рис. 3. Предлагаемая схема движения потоков сточной воды ОАО «КОМЗ»

В качестве заключительных экспериментов для дополнительного подтверждения механизма взаимодействия ионов ТМ и СПАВ в сточной воде, предполагается провести также совместно со специалистами Института органической и физической химии им. А.Е. Арбузова Казанского научного центра РАН исследования модельных растворов сточных вод методом спектроскопии комбинационного рассеяния.

Выводы

1. Представленные данные являются основой экспериментальной части диссертационной работы. В ходе работы исследован и проанализирован весь процесс обработки сточных вод предприятия от момента образования до сброса биологически очищенной воды в водоприемник.

2. При использовании для смешения отдельных потоков сточных вод по предлагаемой схеме наблюдается значительное снижение токсичности и повышается эффективность биологической очистки сточных вод предприятия. Повышение степени биологической очистки, вероятно, связано с лучшим сродством к активному илу комплексов металлов и СПАВ и, следовательно, с их лучшим поглощением из водной среды.

3. Для снижения токсичности смешанного стока и повышения эффективности биологической очистки сточных вод оптико-механического производства целесообразно корректировать схему смешения потоков сточных вод, содержащих ионы тяжелых металлов и СПАВ.

Автор выражает благодарность научному руководителю – д.т.н., профессору А.С. Сироткину, а также соруководителю – к.х.н., главному химику ОАО «КОМЗ» Д.Г.Хузяшевой.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОДНОЙ СРЕДЫ ПО ПОВЕДЕНЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ *DAPHNIA MAGNA* ПРИ ПОМОЩИ СИСТЕМЫ КОМПЬЮТЕРНОГО ЗРЕНИЯ

Тимирбаева О.Ю.¹, учащаяся

Амирянова Г.Ф.², студент

Никитин О.В.², к.г.н., доцент

E-mail: Oleg.Nikitin@kpfu.ru

¹Центр образования №178, МБОУ ДОД «Центр детского творчества «Танкодром» Советского района г. Казани», г. Казань

²Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань

Аннотация

Разработана новая оперативная (30 мин) методика определения интегральной токсичности водной среды по изменению поведенческой активности дафний при помощи программно-аппаратного комплекса «TrackTox», реализующего алгоритмы компьютерного зрения. Стоимость разработки ниже имеющихся аналогов на рынке. Предложенный подход можно использовать для оперативной оценки токсичности и экологического риска, как для человека, так и для водных экосистем.

Ключевые слова: компьютерное зрение, оценка токсичности, скорость плавания, дафния.

Введение

Загрязнение водной среды является одной из наиболее актуальных экологических проблем. Для оценки степени антропогенного воздействия на водные экосистемы наряду с методами химического анализа активно используют биотестирование как интегральный показатель токсического загрязнения среды (Моисеенко, 2005; Филенко, 2007). Это связано с тем, что химический анализ во многих случаях не позволяет оценить истинную опасность поступления тех или иных загрязнителей в среду обитания, спрогнозировать последствия их воздействия на живые организмы. Разнообразные загрязняющие вещества, попадая в воду, могут претерпевать в ней различные трансформации, зачастую усиливая при этом свое

токсическое действие. Кроме того, из-за множественности прямых и обратных связей оценить воздействие всей совокупности токсикантов не представляется возможным. По этой причине применяются методы интегральной оценки качества воды, основным из которых является биотестирование. Среди методов биотестирования важное место занимает определение токсичности среды с использованием низших ракообразных и в первую очередь *Daphnia magna* Stratus, 1820. Методы биотестирования на дафниях широко применяются для целей экологического контроля, как в России, так и за рубежом (Жмур, 2001; ISO, 2001; US EPA, 2002).

Популярность дафний связана главным образом с тем, что она без особых трудностей выращивается в лабораторных условиях, довольно устойчива при культивировании, имеет короткий жизненный цикл, позволяющий отслеживать последствия токсического воздействия (даже в малых концентрациях) на протяжении ряда поколений. В качестве тест-реакции в анализе на острую токсичность в этом случае преимущественно используют смертность рачков, а при установлении хронического токсического воздействия проводят наблюдения за изменением плодовитости и качеством потомства. Перечень вышеназванных реакций можно существенно расширить, если использовать дополнительные сведения по тест-объекту, основанные на его функциональных показателях, в том числе и поведенческие реакции. Это позволило бы проводить оценку качества водной среды более оперативно и отслеживать более низкие концентрации токсикантов. Однако, в связи с трудностью их регистрации, применение их в настоящее время ограничено, либо имеющиеся методы чрезвычайно дороги.

На современном этапе развития техники возможно сверхчувствительное определение наличия токсических веществ в воде по поведенческим характеристикам тест-объектов, посредством компьютерного анализа их цифровых изображений. В некоторых случаях этот подход используется на практике для построения биологических систем раннего оповещения о наличии в среде токсических веществ. В качестве индикаторов преимущественно используют рыб и ракообразных. В частности, в системе «DaphniaToximeter» (bbeMoldanke, Швентиненталь, Германия) в непрерывно проточной камере (0.5-2 л/ч) осуществляется наблюдение за плавательной активностью дафний (до 12 шт.), контролируются такие параметры как:

средняя скорость, расстояние между дафниями, их размер. Регистрация ухудшения качества воды осуществляется довольно оперативно (Baеа, Park, 2014).

К недостаткам метода можно отнести невозможность обработки пересечений дафний в пространстве при плавании, т.е. слежение за отдельными тест-организмами не осуществляется (производится усредненная оценка). Кроме того, в тесте используется лишь профильтрованная вода, тогда как Европейская водная рамочная директива рекомендует использовать нефильтрованную воду для процедуры тестирования, т.к. при фильтрации могут быть удалены адсорбированные на взвешенных частицах токсичные вещества.

Цель данной работы – разработать методику определения токсичности водной среды по изменению поведенческой активности дафний при помощи системы компьютерного зрения.

При этом ставились следующие задачи:

1. Разработать методику определения токсичности водной среды по изменению поведенческой активности дафний и создать прототип прибора, обеспечивающего стандартизацию проведения процедуры биотестирования при помощи технологии компьютерного зрения.

2. Определить параметры токсичности для модельного (эталонного) токсиканта при помощи стандартных методов биотестирования и при помощи разработанной методики биотестирования по поведенческой активности дафний.

3. Оценить токсичность природного токсиканта – цианотоксинов, выделяемых при массовом развитии синезеленых водорослей, по плавательной активности дафний.

Материал и методы исследований

Разработка методики определения токсичности водной среды по изменению поведенческой активности дафний при помощи технологии компьютерного зрения, а также ее сравнение с основными методиками приборного биотестирования, используемыми в настоящее время для экотоксикологического контроля в Российской Федерации осуществлялось на базе кафедры прикладной экологии Института экологии и географии КФУ в период с сентября по декабрь 2013 г. Описание этапов разработанной процедуры биотестирования и используемое для этого оборудование приводится далее.

Для сравнения были использованы четыре методики биотестирования, широко используемые в лабораторной практике в России:

1. Методика определения интегральной токсичности по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04, Т 16.1:2.3:3.8-04 (2010). Биолюминесценция микроорганизмов регистрировалась на приборе «Биотокс-10М» (НЕРА-С, Москва, Россия).

2. Методика определения токсичности по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorellavulgaris* Beijer), ПНД Ф Т 14.1:2:4.10-2004, Т 16.1:2.3:3.7-2004 (2012). Культуру водоросли выращивали на питательной среде Тамия с использованием культиватора «КВ-05», для экспозиции культуры с токсикантом применялся многоцветный культиватор «КВМ-05», для регистрации оптической плотности (пропорциональной численности хлореллы) – измеритель «ИПС-03» (Энерголаб, Москва, Россия).

3. Методика определения токсичности по изменению относительного показателя замедленной флуоресценции культуры водоросли хлорелла (*Chlorellavulgaris* Beijer), ПНД Ф Т 14.1:2:4.16-09, Т 16.1:2.3:3.14-09 (2012). Помимо оборудования указанного в предыдущей методике, для регистрации флуоресценции использовался флуориметр «Фотон-10» (Энерголаб, Москва, Россия).

4. Методика определения острой токсичности по смертности дафний (*Daphnia magna* Straus), ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06, Т 16.1:2.3:3.9-06 (2011). Биотестирование осуществлялось в климатостате «В-4» (освещение лампами дневного света 1200-2500 лк, фотопериод 12+12 часов и температура 20±1 °С), с использованием устройств для экспонирования рачков «УЭР-03» (Энерголаб, Москва, Россия).

В качестве модельного токсиканта использовался бихромат калия ($K_2Cr_2O_7$) – вещество, стандартно применяемое для оценки уровня физиологической активности лабораторных культур и выборок тест-объектов. Из токсиканта готовилась серия разбавлений, минимальная исследуемая концентрация – 0.5 мг/л. В каждом биотесте каждая концентрация исследовалась в повторностях, как в контрольных, так и в опытных образцах ($N=15$).

Результаты биотестирования представлены в виде индекса токсичности (A , %):

$$A, \% = 100 * \frac{(X_K - X_{оп})}{X_K}$$

где X_k и $X_{оп}$ – полученные значения тест-функции в контроле и опыте соответственно. Поскольку в различных методах биотестирования критерии токсичности отличаются, для их сравнения находился индекс токсичности для минимальной исследуемой концентрации (0.5 мг/л), а также по уравнению регрессии вычислялась концентрация токсиканта, которая будет соответствовать критерию токсичности по рассматриваемым методикам (20, 25 и 50%), а также потенциально неопасный уровень токсичности в 10%.

Для анализа возможного токсического эффекта на поведенческую активность дафний цианотоксинов, готовился раствор с использованием стандарта известной концентрации из коммерческой ИФА тест-системы «Microcystins/Nodularins (ADDA), ELISAKit, PN 520011» (Abbraxis, Уорминстер, США).

Статистическую обработку данных проводили с использованием пакета программ «Statistica 8.0» (StatSoft, Талса, США).

Результаты исследований

На первом этапе исследований были проработаны и определены оптимальные параметры методики и последовательность шагов определения токсичности водной среды по изменению поведенческой активности дафний (рис.1), а также создан прототип прибора, обеспечивающего унификацию и стандартизацию проведения процедуры биотестирования.

Для обнаружения и регистрации поведенческих реакций дафний использовался подход, основанный на компьютерном зрении. Метод построен на покадровом компьютерном анализе потоковой видеопоследовательности изображений, на которых присутствует тест-объект. Возможно использование как ранее записанных видеофайлов, так и обработка в режиме реального времени. В данной работе анализ выполнялся при помощи специализированной программы трекинга тест-объектов «TrackTox» (Никитин, Латыпова, 2013).

В работе использовалась лабораторная монокультура *Daphnia magna*, выращиваемая в климатостате «В-4» (по ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06, Т 16.1:2.3:3.9-06). Для определения параметров поведенческой активности, единичные дафнии помещались в пластиковый контейнер (9.8x0.9x4 см, V=25 мл), заполненный культивационной водой из климатостата, который в свою очередь помещался в созданный прототип прибора для трекинга тест-объекта.

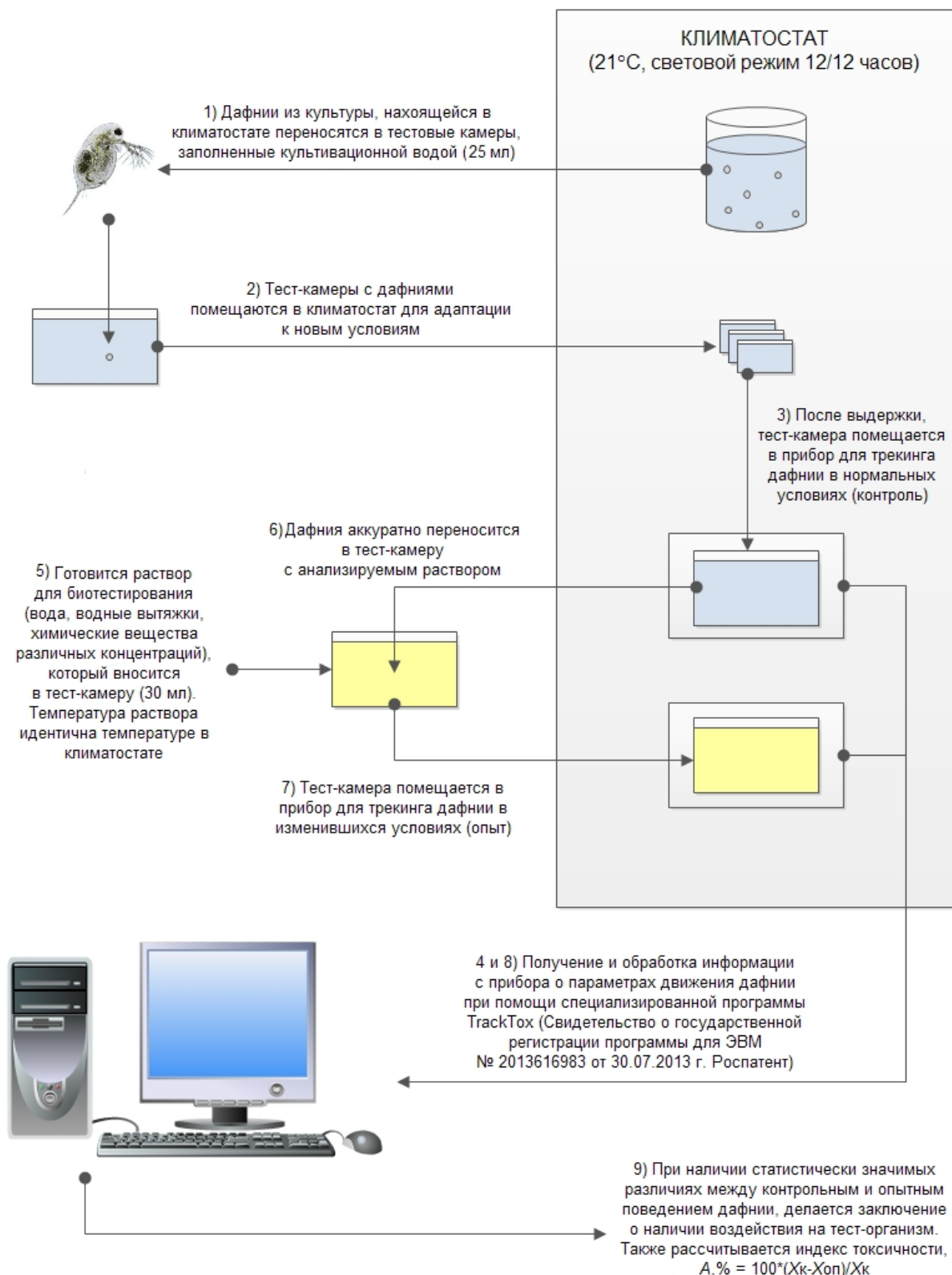


Рис. 1. Общий алгоритм определения токсичности по созданной методике

Полученные при помощи прибора видеоматериалы обрабатывались программой «TracTox», с выводом результатов в табличный файл, доступный для последующей статистической обработки. В табличном виде представлена следующая информация: текущая позиция в видеофайле; координаты тест-объекта и его

ориентация в пространстве; последнее и общее пройденное расстояние; средняя длина сегмента пути; затраченное время на расстояние и скорость плавания.

Критерием наличия реакции на появление токсиканта считалось наличие статистически значимого различия между выборками контрольных образцов и образцов с добавлением токсиканта (при 30 минутной экспозиции). Различия между контрольными и опытными выборками устанавливали при помощи *U*-критерия Манна-Уитни ($P=0.05$), данный непараметрический критерий был выбран по причине того, что распределение скоростей плавания дафний не подчинялось нормальному распределению (предварительно был выполнен графический анализ и анализ по критерию Колмогорова-Смирнова).

Проведенные исследования по оценке токсичности модельного токсиканта показали, что в целом все тесты реагируют схожим образом. Индекс токсичности для минимальной концентрации (0.5 мг/л) составлял 4-6.0%, концентрация токсиканта соответствующая границе токсичности по методикам – 2.2-6.2 мг/л. Можно отметить, что несколько большую чувствительность к бихромату калия имеет тест по смертности дафний, наименее чувствительным оказался водорослевый тест (табл. 1), бактериальный тест «Эколюм» занимает промежуточное положение, но по нему можно установить токсичность наиболее оперативно (30 мин).

Таблица 1. Параметры токсичности для модельного токсиканта в стандартных биотестах

	Тест-объект			
	Эколюм	Хлорелла	Хлорелла	Дафнии
Тест-функция	био-люминесценция	оптическая плотность	флуоресценция	смертность
Время экспозиции	30 мин	22 часа	1 час	48 часов
<i>A</i> , %, для <i>C</i> = 0,5 мг/л	5	4	4	6
<i>C</i> , мг/л для <i>A</i> = 10% *	1.2	1.3	1.1	0.3
<i>C</i> , мг/л для <i>A</i> = 20% *	2.4	2.6	4.5	0.8
<i>C</i> , мг/л для <i>A</i> = 25% *	3.0	3.3	6.2	1.0
<i>C</i> , мг/л для <i>A</i> = 50% *	6.2	6.8	14.7	2.2

* – расчетные величины; жирным выделены концентрации для индекса токсичности, определяющего границу токсичности (токсично/не токсично) по методике.

Во всех рассмотренных биотестах расчет индекса токсичности производится на основании средних величин, однако методиками не предусмотрена процедура проверки получаемых данных на анализ распределения (априори предполагается, что распределение нормальное).

Сводные данные по оценке токсичности бихромата калия по поведенческой активности дафний приведены в таблице 2, активность в течение экспозиции – на рисунке 2. По разработанной методике была оценена минимальная концентрация (0.5 мг/л).

Таблица 2 Плавательная активность дафний в контроле и в эксперименте с модельным токсикантом (0.5 мг/л) при экспозиции 30 мин

	Средняя скорость плавания, см/с	N	Стандартная ошибка среднего	Медианная скорость плавания, см/с
Контроль	0.55	9004	0.004	0.46
С токсикантом	0.56	8993	0.004	0.51
A, %	2			11

Из полученных данных видно, что, несмотря на визуальное сходство данных при экспозиции, интегрально в эксперименте с модельным токсикантом наблюдается гиперактивность дафний по сравнению с контролем. Рассчитанный индекс токсичности (2%), в целом аналогичен реакции в стандартных биотестах.

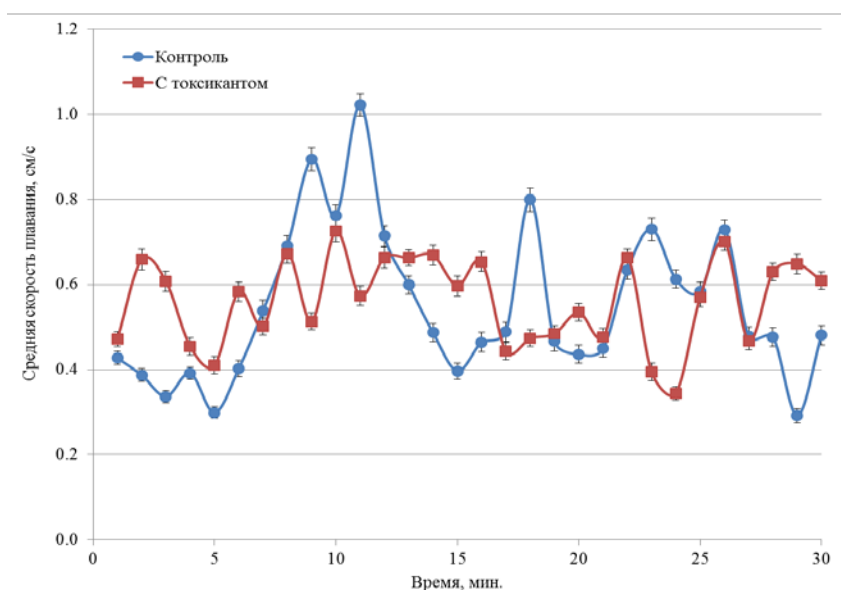


Рис. 2. Плавательная активность дафний в контроле и в эксперименте с модельным токсикантом (0.5 мг/л) при экспозиции 30 мин

Однако если вместо средней скорости плавания дафний использовать медианную скорость, то значение индекса токсичности изменится более чем в 4.5 раза (11%). Последнее представляется более подходящим подходом для оценки токсичности, т.к. для переменных, не имеющих нормального распределения, среднее арифметическое не является корректной оценкой. В этом случае, чувствительность нового метода будет выше, чем у рассмотренных подходов биотестирования, при сохранении высокой оперативности анализа. Это в свою очередь позволяет более точно производить оценку экологического риска токсиканта.

Найденные значения индекса токсичности не достаточны для заключения о наличии токсического эффекта в соответствии с критериями рассмотренных стандартных методик. Тем не менее, большой объем выборки, как для контроля, так и для эксперимента ($N \sim 9000$) позволяет установить наличие статистически значимых различий в плавательной активности дафний между ними по U -критерию Манна-Уитни ($P < 0.001$).

В эксперименте с определением токсичности цианотоксинов по плавательной активности дафний исследовалась концентрация микроцистинов на уровне 0.16 мкг/л. Данный уровень был выбран по причине того, что это минимальная концентрация, которую возможно определить при помощи иммуноферментного анализа (ИФА наиболее часто применяется для экспресс-диагностики цианотоксинов в природных водах). Норматив ВОЗ для микроцистинов – 1 мкг/л, концентрация в природных водах РТ – до 27 мкг/л (Никитин и др., 2012). Сводные данные по оценке токсичности микроцистинов по поведенческой активности дафний приведены в таблице 3, активность в течение экспозиции – на рисунке 3.

Таблица 3. Плавательная активность дафний в контроле и в эксперименте смикроцистинами (0.16 мкг/л) при экспозиции 30 мин

	Средняя скорость плавания, см/с	N	Стандартная ошибка среднего	Медианная скорость плавания, см/с
Контроль	0.41	8832	0.004	0.32
С токсикантом	0.87	8653	0.006	0.78
A, %	112			144

При внесении токсиканта плавательная активность резко возрастает на протяжении первых 10 мин и остается на высоком уровне до конца эксперимента (в среднем в 2 раза выше, чем в контроле). В данном случае именно гиперактивность является ответом на наличие в среде токсиканта (вещества ингибирующие мышечную и нервную активность не рассматривались). Рассчитанный индекс токсичности (112% по средней скорости и 144% по медианной скорости) указывает на высокую токсичность вещества. Выраженная гиперактивность, оцененная по индексу токсичности, подтверждается и наличием статистически значимых различий между контролем и опытом по *U*-критерия Манна-Уитни ($P < 0.001$).

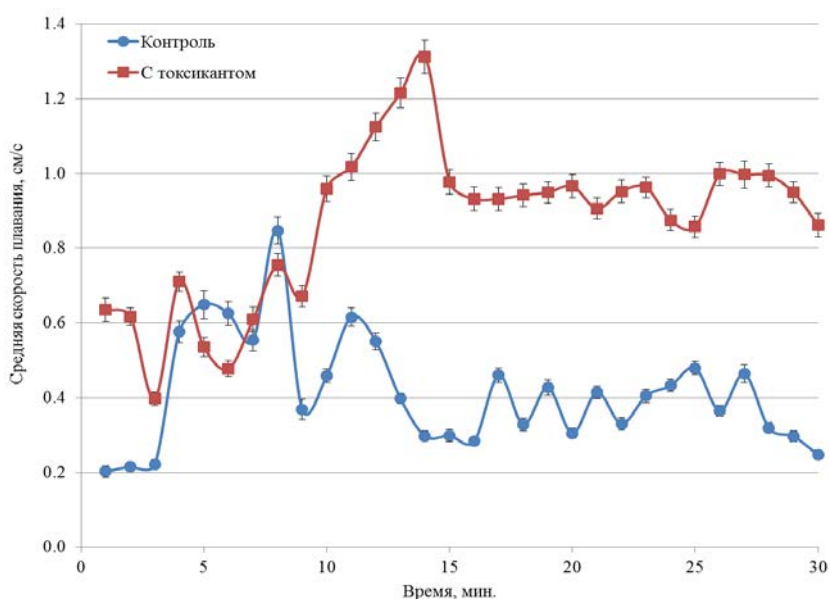


Рис. 3. Плавательная активность дафний в контроле и в эксперименте смикроцистинами (0.16 мкг/л) при экспозиции 30 мин

Высокая чувствительность метода, в совокупности с высокой оперативностью позволяет говорить о том, что в дальнейшем, можно модифицировать предложенный подход оценки токсичности для осуществления биологического контроля качества вод в проточных условиях в режиме реального времени, для контроля качества очистки забираемых и возвращаемых сточных вод на «водоканалах» городов, а также очистных сооружений промышленных предприятий. Кроме того, предложенный подход можно использовать для более оперативной оценки экологического риска, как для человека, так и для водных экосистем.

Проведенные исследования позволяют сделать следующие выводы:

1. Разработана новая оперативная (30-60 мин) методика определения токсичности воды по изменению поведенческой активности дафний (скорости плавания) при помощи технологии компьютерного зрения, а также создан прототип прибора, обеспечивающего стандартизацию проведения процедуры биотестирования.

2. Токсичность модельного токсиканта в целом идентична при оценивании стандартными методами биотестирования ($A, \% = 4-6\%$) и при помощи разработанного метода по поведенческой активности дафний ($A, \% = 11\%$). Рекомендуется для расчета индекса токсичности использовать медианную скорость плавания дафний.

3. По разработанной методике обнаружена высокая токсичность природного токсиканта – микроцистинов ($A, \% = 144\%$). Токсичность выявлена при концентрации 0.16 мкг/л, что соответствует пределу обнаружения методом ИФА.

Список литературы

1. Жмур Н.С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: Акварос, 2001. 47 с.

2. Моисеенко Т.И. Экотоксикологический подход к оценке качества вод // Водные ресурсы. 2005. Т. 32, №2. С. 184-195.

3. Никитин О.В., Латыпова В.З. Программа трекинга тест-объектов в токсикологических экспериментах «TrackTox». Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2013616983 от 30.07.2013 г. (Роспатент).

4. Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Мукминов М.Н., Латыпова В.З. Индикация цианотоксинов в природных водах Республики Татарстан // Ученые записки КГАВМ. 2012. Т. 212. С. 341-344.

5. Филенко О.Ф. Биологические методы в контроле качества окружающей среды // Экологические системы и приборы. 2007. № 6. С. 18-20.

6. ISO. Water quality determination of long term toxicity of substances to *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) — chronic toxicity test. ISO 10706:2000 (E). Geneva, Switzerland: International organization for standardization, 2001.

7. Baea M.-J., Park Y.-S. Biological early warning system based on the responses of aquatic organisms to disturbances: A review // Science of the Total Environment. 2014. V. 466-467. P. 635-649.

8. US EPA. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. EPA-821-R-02-012-U.S.USA, Environmental Protection Agency, 2002.

**КОМБИНИРОВАННЫЕ СОРБЕНТЫ НА ОСНОВЕ ОТХОДОВ
МАШИНОСТРОИТЕЛЬНОГО И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО
КОМПЛЕКСА ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД**

Ульянова В.В., аспирант

Чиркова В.С., аспирант

E-mail: devikamail@rambler.ru

Энгельсский технологический институт Саратовского государственного
технического университета имени Гагарина Ю.А., г. Энгельс

Аннотация

В работе изучены адсорбционные свойства материалов из отходов керамического производства, сельхозпереработки и их смеси по отношению к ионам ионам тяжелых металлов. Рассчитаны эффективности очистки стоков. Рассмотрена микроструктура поверхности полученных адсорбентов.

Ключевые слова: отходы, адсорбенты, очистка сточных вод, ионы тяжелых металлов.

В последние годы существенно обострились проблемы, связанные с антропогенными загрязнениями водных ресурсов.

Современный уровень технологии очистки сточных вод (СВ) позволяет получить воду практически любой степени чистоты. Поэтому можно считать, что загрязнение водоемов происходит по причине не технического, а экономического характера. Из СВ легче всего удаляются органические вещества, труднее всего – соединения тяжелых металлов, которые абсолютно чужды экосистемам, вред от них более существенен, а последствия их воздействия довольно часто непредсказуемы.

Ионы тяжелых металлов (ИТМ) относятся к одной из наиболее опасных групп веществ, загрязняющих биосферу. Наибольший вклад (80%) в загрязнение окружающей среды ИТМ вносят гальванические производства. В связи с этим кардинальное решение проблемы охраны окружающей среды состоит в разработке и внедрении экологически безопасных, безотходных технологических процессов и производств. В данной связи рационально использовать отходы различных

производств для создания сорбентов для очистки сточных вод от ИТМ (Багаува и др., 2012). Особенно эффективно применение сорбционных материалов при очистке многокомпонентных сточных вод, содержащих вещества различных классов химических соединений (Свергузова, 2008).

Цель данной работы – изучение возможности использования отхода ОАО «Роберт Бош Саратов» (г. Энгельс, Саратовская область) в качестве сорбента для очистки стоков от ИТМ. Данное предприятие занимается производством автомобильных запальных свечей. Рассматриваемый отход является отпрессованным осадком сточных вод предприятия, которые образуются при промывке оборудования для обработки керамических деталей (отход керамического цеха). Отход представляет собой сыпучий порошок белого цвета. При изучении химического состава отхода (табл.1) оказалось, что основную массовую долю (более 90%) составляет оксид алюминия, который, как известно, проявляет высокие адсорбционные свойства (Рачковская, 1999).

Таблица 1. Состав керамического отхода

Анализируемый ингредиент (параметр)	Фактическое содержание ингредиента (значение параметра)
Массовая доля оксида алюминия, %	94.19
Массовая доля оксида кремния, %	2.60
Массовая доля оксида железа, %	0.13
Массовая доля оксида титана, %	0.064
Массовая доля оксида кальция, %	1.27
Массовая доля оксида натрия, %	0.22
Массовая доля оксида калия, %	0.045
Массовая доля оксида магния, %	1.37

Физико-химические исследования были проведены при финансовой поддержке Минобрнауки России в рамках проекта №14.А18.21.0135 «Функциональные наноматериалы: получение, структура, свойства» (ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» на 2009-2013 г.) с использованием оборудования Центра коллективного пользования «Диагностика структуры и свойств наноматериалов» НИУ «БелГУ».

Микроструктурные исследования отхода керамического цеха, с помощью растрового ионно-электронного микроскопа Quanta 600 FEG, позволили определить размер частиц порошка (от 2 до 18 нм) и морфологию поверхности (рыхлая, имеет

выступы (рис. 1)). Рентгено-спектральный микроанализ исходного отхода (рис. 2) показал, что основная массовая доля (более 90%) это оксид алюминия (табл. 1) и не большое содержание оксидов кальция, магния и кремния (Ульянова и др., 2012а).

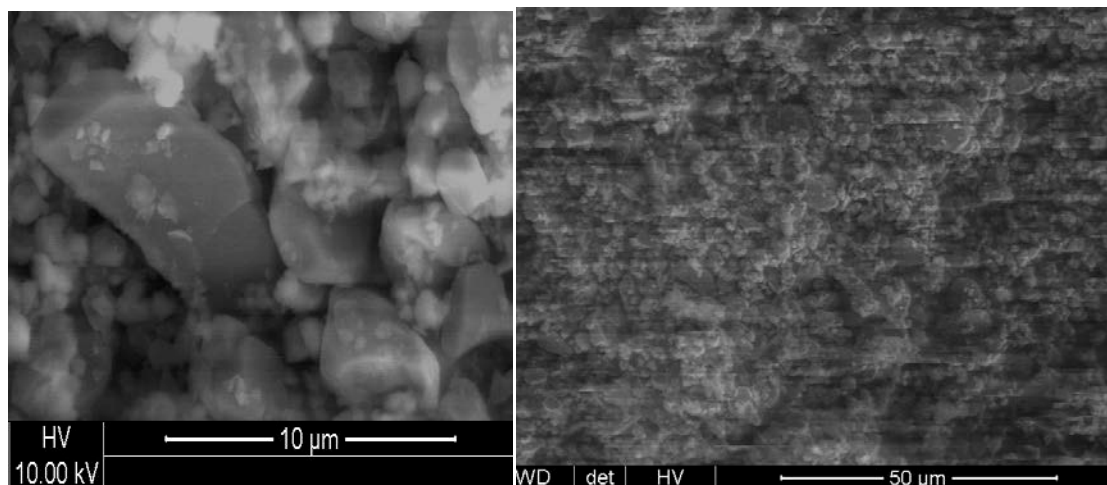


Рис. 1. Микроструктура отхода предприятия ОАО «Роберт Бош Саратов»

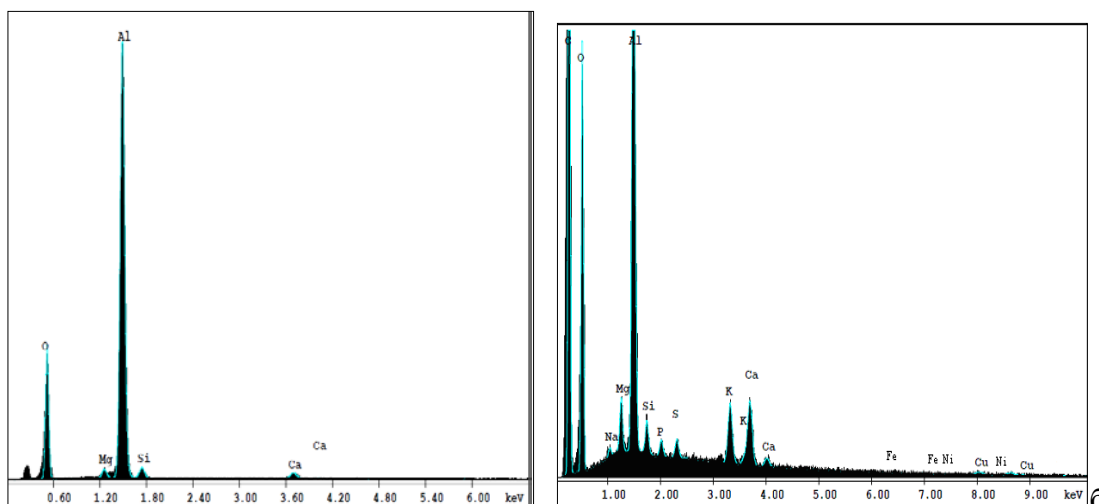


Рис. 2. Рентгено-спектральный микроанализ исходного порошка и порошка после очистки сточных вод от ионов Cu^{2+} Ni^{2+} Fe^{2+} из отходов предприятия ОАО «Роберт Бош Саратов»

В работах (Ульянова и др., 2012б) было показано, что оптимальное соотношение массы адсорбента (отхода керамического цеха) к объему сточных вод, содержащие ИТМ, составило 20 г/л, а время адсорбционного равновесия – 30 мин. При оптимальном соотношении массы адсорбента 20 г/л проводили адсорбцию ИТМ из модельных растворов с начальной концентрацией $C_{\text{нач}}=2.5$ в статических условиях в течение 30 мин, при постоянном перемешивании и температуре раствора 20 ± 1 °С. После очистки раствор отфильтровывали и определяли конечную концентрацию

ИТМ. Начальная и конечная концентрации катионов металлов фиксировались фотоколориметрическим методом, с помощью КФК-3 с применением аттестованных методик. Эффективность очистки составила более 70% и увеличивается в ряду: Cu^{2+} (76%) < Ni^{2+} (80%) < Fe (общ) (84%). Так как размеры адсорбируемых катионов (0.08-0.126 нм) и размеры частиц адсорбента (от 2 до 18 нм) лежат в пределах 10^{-9} и 10^{-10} , то процессы адсорбции происходят на наноуровне. Рентгено-спектральный микроанализ отхода после его применения для очистки стоков показал наличие меди, железа и никеля в следовых концентрациях (рис. 2).

В результате данных исследований была показана принципиальная возможность использования отхода керамического цеха предприятия ОАО «Роберт Бош Саратов», в качестве адсорбента для очистки стоков от тяжелых металлов.

На следующем этапе для более удобного использования проводили гранулирование отхода керамического цеха в виде крупных ($d=14$ мм) и мелких ($d=8$ мм) гранул.

В качестве связующего материала использовали карбоксиметилцеллюлозу в соотношении: 20%-связующее, 80%-порошок. Затем в течение суток композитный материал застывал в специальной форме.

С помощью созданных композиционных материалов очищали модельную сточную воду от ионов Cd, Zn, Pb. Соотношение массы отхода по отношению к СВ составило 20 г/л, время адсорбционного равновесия – 30 мин в статических условиях, при постоянном перемешивании. Результаты исследований показали, что добавление связующего материала уменьшает эффективность очистки в сравнении с использованием порошка без карбоксиметилцеллюлозы, присутствие которой снижает эффективность очистки. В результате чего было доказано, что использование материалов со связующим не эффективно (табл. 2).

На следующем этапе отход керамического цеха модифицировали термообработанной шелухой подсолнечника. В работе (Ульянова и др., 2013) было показано, что для получения сорбционных материалов из шелухи подсолнечника её необходимо подвергать термической обработке при t 300 °С в течение от 20 мин, в специальной герметичной форме, которая позволяет ограничить доступ кислорода. При термической обработке происходит образование пористой структуры с размерами пор от ~0.8 до ~4-5 нм. Полученный сорбент обладает достаточно высокими сорбционными

свойствами: сорбционной емкостью по отношению к ионам тяжелых металлов $A_{ИТМ} \approx 17$ мг/г, удельной поверхностью $S_{уд}=188$ м²/г, суммарным объемом пор по воде $V_{пор}=0.3$ см³/г и эффективностью очистки сточных вод от ионов свинца $\mathcal{E}=94.6\%$. Для создания комбинированных сорбентов отходы керамического производства и сельхозпереработки (шелуху подсолнечника) перемешивали в различных соотношениях. Полученные смеси термообработывали в специальной форме при температурах от 250 до 350 °С (шаг 50 °С) и времени от 15 до 25 мин (шаг 5 мин). Полученные материалы исследовали на способность поглощать катионы свинца из сточных вод с начальной концентрацией $C_{нач}=10$ мг/г (табл. 2). По полученным конечным концентрациям рассчитывали эффективность очистки от ИТМ (табл. 3).

Таблица 2. Сравнительные характеристики адсорбентов на основе отхода керамического цеха ОАО «Роберт Бош Саратов»

C _{нач.}	ИТМ	Порошок			Крупные гранулы			Мелкие гранулы		
		C _{кон}	Э, %	A, мг/г	C _{кон}	Э, %	A, мг/г	C _{кон}	Э, %	A, мг/г
50 мг/л	Cd	6.8479	86.3	1.08	33.599	32.8	0.41	46.224	7.6	0.09
	Zn	13.2381	73.5	0.92	9.4751	81.0	1.01	28.520	43	0.53
	Pb	0.2814	99.4	1.24	3.3402	93.3	1.2	7.2511	85.4	1.07
25 мг/л	Cd	6.4146	74.3	0.46	14.8258	40.6	0.25	20.7212	17.1	0.1
	Zn	8.4937	66.0	0.41	3.9012	84.3	0.52	12.5318	49.9	0.31
	Pb	0.0532	99.7	0.62	1.4709	94.1	0.58	6.283	74.8	0.46
12 мг/л	Cd	0.4769	96	0.29	2.425	79.8	0.24	10.525	12.3	0.3
	Zn	0.0021	99.9	0.3	1.2327	89.7	0.27	7.5014	37.5	0.11
	Pb	0.0214	99.8	0.3	0.2365	98	0.29	3.73	69	0.2
6 мг/л	Cd	0.0806	98.6	0.15	1.7944	70	0.10	1.8335	69.4	0.1
	Zn	0.022	99.6	0.15	0.6200	89.7	0.13	1.8781	68.7	0.1
	Pb	0.0207	99.6	0.15	0.0776	98.7	0.15	0.070	98.8	0.15

На основании полученных данных видно, что наиболее высокими сорбционными свойствами обладает сорбент, полученный при соотношении 50/50 (%) отходов сельхозпереработки (шелухи подсолнечника), термообработанных при t 300 °С в течение ~ 20 мин и отхода керамического производства, включающего оксид алюминия. Эффективность очистки сточных вод на примере ионов свинца ($\mathcal{E}=97.5\%$)

комбинированными сорбентами превышает значение эффективности (%), при использовании только адсорбентов на основе отходов керамического производства, включающего оксид алюминия ($\Xi=82.3\%$) или отходов растительного происхождения-шелухи пшеницы ($\Xi=94.6\%$).

Таблица 3. Эффективность очистки сточных вод от ИТМ комбинированными адсорбентами на основе термообработанных отходов керамического производства и сельхозпереработки в различных соотношениях

№ примера	Температура термообработки, °С	Время термообработки, мин	Шелуха подсолнечника, %		Степень очистки от ионов свинца, (%)	Степень очистки от ионов никеля, (%)	Степень очистки от ионов кадмия, (%)
			отход керамического производства	отход			
1	300	20	0/100		82.3	93.4	84.3
2	300	20	100/0		94.6	95.2	88.6
3	250	15	50/50		95.0	96.4	88
4	250	20	50/50		95.5	97	79.5
5	250	25	50/50		96.0	98.2	88.6
6	300	15	50/50		95.0	96.2	88.4
7	300	20	50/50		97.5	98.6	88.6
8	300	25	50/50		97.0	96.3	86.2
9	350	15	50/50		96.0	94.2	84.3
10	350	20	50/50		97.5	92.3	82.4
11	350	25	50/50		97.5	94.6	79.9

Микроструктурные исследования адсорбентов из смеси отходов 50/50 (%) (рис. 3) показали наличия равномерного распределения порошкообразного отхода керамического производства по пористой поверхности термообработанного отхода сельхозпереработки.

На основании полученных данных были сделаны выводы, что повышение эффективности очистки связано с протеканием совместных процессов: физической адсорбции ИТМ на поверхности сорбента из шелухи подсолнечника и хемосорбции с отходом керамического производства. Установлено, что присутствие связующей добавки, при изготовлении сорбционных материалов из отходов керамического цеха, оказывает влияние на сорбционные свойства. Введение связующего материала снижает адсорбционную активность.

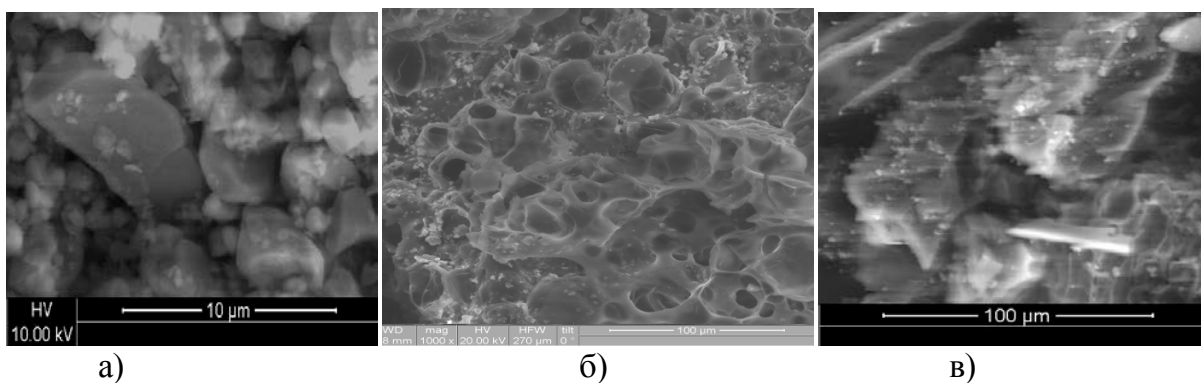


Рис. 3. Микроструктура поверхности: а) отхода керамического производства; б) термообработанного отхода сельхозпереработки; в) термообработанные отходы керамического производства и сельхозпереработки в смеси (50/50 по массе, %)

В результате проделанной работы была показана возможность использования отходов керамического производства и сельхозпереработки для очистки стоков от ИТМ. Установлено, что использование комбинированного адсорбента на основе смеси отходов в соотношении 50/50 (%) и термообработки 300 °С в течение 20 мин повышает эффективность удаления из стоков ИТМ.

Использование сорбентов на основе термообработанной шелухи подсолнечника и отхода керамического производства, позволяет не только увеличить эффективность очистки от ионов тяжелых металлов, но и снизить себестоимость сорбционно-фильтрующего материала.

Автор выражает благодарность научному руководителю, д.т.н. Н.А. Собгайде за советы и замечания при написании статьи.

Список литературы

1. Багаува А.И., Степанова С.В., Шайхиев И.Г. Исследование эффективности использования экстракта из листьев дуба при очистке модельных вод от ионов железа (III) // Экологические проблемы горнопромышленных регионов, Материалы докладов и выступлений участников Международной молодежной конференции (11-12 сентября 2012 года). Казань: КНИТУ, 2012.
2. Пат. 2026733, Российская Федерация. Рачковская Л.Н.; Бородин Ю.И.; Асташова Т.А.; Рачковский Э.Э.; Никитин А.Н.; Блохин А.И.; Саркисян А.Т.; опубл. 20.02.1999.

3. Свергузова Ж.А. Получение и коллоидно-химические свойства сорбента на основе твердого отхода сахарной промышленности : Автореф. дисс. на соискание ученой степени кандидата технических наук. Белгород, 2008. 18 с.

4. Ульянова В.В., Собгайда Н.А., Ольшанская Л.Н., Кулик О.О. Микроструктурные исследования адсорбентов полученных из отходов производства // Эколого-правовые и экономические аспекты экологической безопасности регионов : материалы VII Международной научно-практической конференции при участии молодых ученых. Украина, Харьков. 17-19 октября 2012 г. Харьков: ХНАДУ, 2012а. С.219-221.

5. Ульянова В.В., Собгайда Н.А., Степанова С.В. - Адсорбенты на основе отхода машиностроительного предприятия // Вестник Казанского технологического университета. 2012б. № 22. С. 107-111.

6. Ульянова В.В., Собгайда Н.А., Шайхиев И.Г., Макарова Ю.А., Чиркова В.С. Термическая установка для получения адсорбентов из отходов сельхозпереработки // Вестник Казанского технологического университета. 2013. № 7. С. 185-189.

**СКРИНИНГ УСЛОВИЙ ГИДРОЛИЗА ПИВНОЙ ДРОБИНЫ
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ФЕРМЕНТНЫХ ПРЕПАРАТОВ, ВЫДЕЛЕННЫХ
ИЗ ПРОДУЦЕНТА *TRICHODERMA SPP.***

Фазлиев И.И., аспирант

Гатина Э.И., студент

E-mail: ranli87@rambler.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

В статье приведены результаты ферментативного гидролиза многотоннажного отхода пивоваренной промышленности пивной дробины. Также показана возможность механоакустической предобработки дробины.

Ключевые слова: пивная дробина, ферментативный гидролиз, ксилоза, УЗО.

В условиях современного производства наибольшую актуальность приобретают ресурсосберегающие малоотходные технологии, отвечающие требованиям экологической безопасности. В связи с этим представляет интерес разработка ферментативного способа гидролиза пивной дробины, учитывая достоинства последнего по сравнению с кислотным гидролизом: проведение процесса в мягких условиях, отсутствие агрессивной среды, практически отсутствуют трудно перерабатываемые неорганические продукты нейтрализации гидролизатов, минимизация затрат на утилизацию органических отходов (жом) (Будаева и др., 2008; Фазлиев и др., 2012; Холькин, 1989, Фазлиев и др., 2010). Однако реализация данного способа диктует необходимость изыскания эффективных ферментных препаратов и выбор оптимальных условий проведения процесса, что и являлось целью настоящей работы. Внедрение в практику модулей малой инженерии на пивоваренных заводах Республики Татарстан, решает проблему минимизации транспортных расходов и, как следствие, снижение себестоимости выпускаемой продукции (Скворцов и др., 2005).

Экспериментальные исследования проводились с ферментными препаратами, представленными ООО «Биотех», на базе кафедры биохимии института фундаментальной медицины и биологии Казанского федерального университета.

С учетом возможного влияния состава пивной дробины на выход целевых сахаров был изучен ее состав (табл. 1).

Таблица 1. Характеристика сырья

Состав пивной дробины	С, %	N, %	H, %	Сухое вещество, %	БЭВ, %	Витамин E, мг/кг	Витамин B4, мг/кг
	48.86	4.23	7.53	23.2	10.7	14	510

Элементный состав пивной дробины определяли методом прямого сжигания. Для определения сухих веществ использовали весовой метод. Определение витаминов E и B4 осуществляли хроматографическим методом.

При разработке ферментативного способа в работе предусматривали проведение экспериментов как с исходной, так и с измельченной пивной дробинкой: размер ее частиц составлял 5 и менее 1 мм. Работы в этом направлении проводились с целью оценки возможного влияния увеличения доступной для ферментов поверхности сырья в результате деструкции кристаллической решетки целлюлозы (Красноштанова и др., 2000). Для этого использовали традиционный и наиболее технологический способ измельчения растительного сырья – механическую предобработку с применением шаровой мельницы (Синицын и др., 1981; Бычков, 2010).

Эксперименты проводили с ферментными препаратами, приведенными в таблице 2.

Таблица 2. Характеристика ферментных препаратов

Продуцент	Фермент	Активность		Оптимальный температурный интервал, °C
		Целлюлазная, FPU/см ³	Ксиланазная, IU/см ³	
<i>p.p.Trichoderma</i>	Ксиланаза	0.03	1000±100	45-50
	Целлюлаза	3.0±0.5	250±50	

Ферментативный гидролиз проводили в колбах Эрленмейера объемом 250 см³ (объем реакционной массы 155 см³) при постоянном встряхивании с интенсивностью 150 об/мин в течение 24 часов с обязательным отбором проб через 3, 5, 8, 10 и 24

часа. Определение редуцирующих сахаров осуществляли титриметрическим методом (Плешков, 1968). Для получения достоверной информации эксперименты дублировали.

Обобщенные результаты экспериментальных исследований при использовании фермента целлюлазы приведены на рисунке 1.

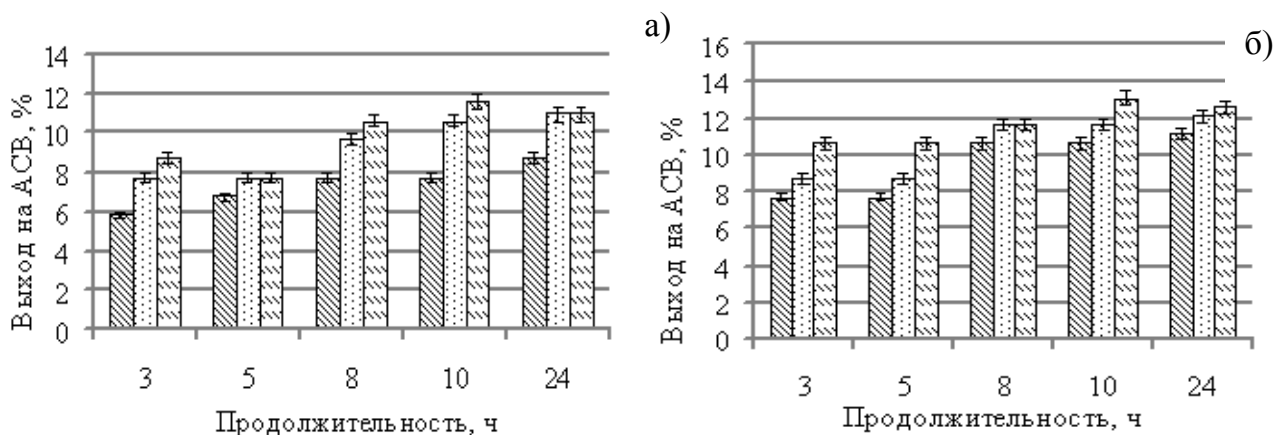


Рис. 1. Влияние концентрации фермента на выход редуцирующих сахаров:

а) исходная пивная дробина; б) измельченная пивная дробина: ▨ 0.5 г/дм³;
▩ 1.5 г/дм³; ▤ 2.5 г/дм³

Согласно полученным данным, увеличение концентрации фермента от 0.5 г/дм³ до 2.5 г/дм³ повышает на 30-40% в среднем содержание сахаров в гидролизате. Максимальный выход в пересчете на абсолютно сухой вес (АСВ) исходной пивной дробины достигается при концентрации фермента 2.5 г/дм³, продолжительности гидролиза 10 часов и составляет 11.61±0.35%.

Близкие значения выходов восстанавливающих сахаров, полученные для доз ферментного препарата 1.5 г/дм³ и 2.5 г/дм³, обуславливают рекомендуемый диапазон его концентрации 1.8-2.0 г/дм³.

Измельчение вторичного сырья незначительно повышает выход целевых сахаров и составляет 13.06±0.39% для фракции пивной дробины менее 1 мм при аналогичных условиях проведения процесса гидролиза.

Тем не менее, следует отметить, что степень дисперсности пивной дробины оказывает влияние на характер протекания ферментализации. При предварительной механообработке вторичного сырья наблюдается симбатный рост концентраций сахаров при незначительном их снижении в конце процесса гидролиза (24 часа) при дозе ферментного препарата 2.5 г/дм³. Это было характерно для всей серии

проведенных опытов. При гидролизе исходной пивной дробины зависимость выхода сахаров от продолжительности процесса имеет два минимума (5 и 24 часа). Выявленная тенденция так же воспроизводилась во всех проведенных экспериментах (табл. 3).

Таблица. 3. Зависимость выхода редуцирующих сахаров в пересчете на АСВ (%) от продолжительности гидролиза исходной пивной дробины

τ, ч	Концентрация фермента, г/дм ³								
	0.1			1.5			2.5		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
3	5.65	5.73	5.74	7.71	7.69	7.69	8.69	8.69	8.70
5	6.75	6.79	6.74	7.70	7.69	7.68	7.69	7.68	7.70
8	7.71	7.70	7.71	9.65	9.69	9.7	10.62	10.63	10.61
10	7.72	7.69	7.67	10.62	10.66	10.64	11.58	11.6	11.61
24	8.69	8.72	8.70	10.95	10.99	10.96	10.96	10.94	10.97

Полученные результаты с большой долей вероятности могут быть объяснены совокупным действием ряда ферментов, образующих целлюлазный комплекс, и степени дисперсности пивной дробины. Согласно постадийной схеме ферментализации (рис. 2) (Клесов и др., 1980), активность экзоглюкозидазы зависит от концентрации образующихся при ферментализации олигосахаридов, что требует определенной продолжительности процесса.

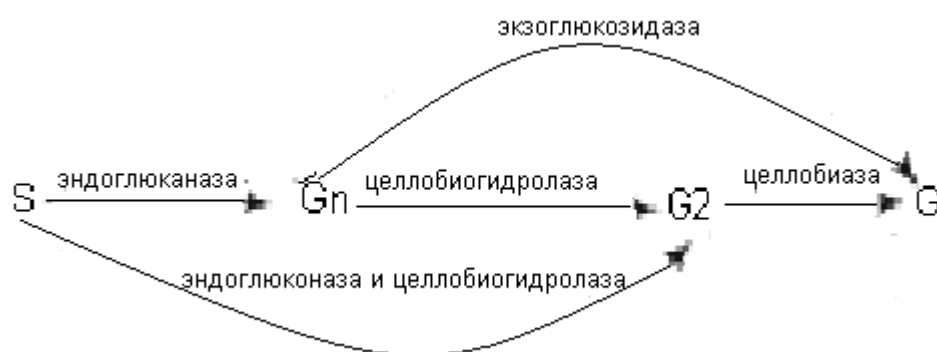


Рис. 2. Постадийная схема гидролиза целлюлозсодержащего субстрата: S – субстрат; Gn – целлоолигосахариды; G2 – целлобиоза; G – глюкоза

С другой стороны, при минимальном их содержании, возможно связывание глюкозы с данным ферментом (Синицын, Клесов, 1981), что и наблюдается после 5

часов гидролиза пивной дробины. Дальнейшее накопление олигосахаридов обуславливает образование редуцирующих веществ по двум механизмам, что и объясняет их заметный рост после восьми часов обработки.

Что касается снижения содержания в гидролизате сахаров по окончании процесса ферментолиза (24 часа) при использовании ферментного препарата в концентрации 2.5 г/дм^3 , это связано, как мы предполагаем, с протеканием трансгликозилирования, которое характерно при высоком содержании целлобиозы в гидролизате, а ее накопление зависит от концентрации фермента (Клесов и др., 1980).

При использовании ксиланазы (рис. 3), выход восстанавливающих сахаров значительно снижается, что связано со специфичностью ферментного препарата и согласуется с литературными данными. Тем не менее, выявленные ранее зависимости характерны и для данного фермента.

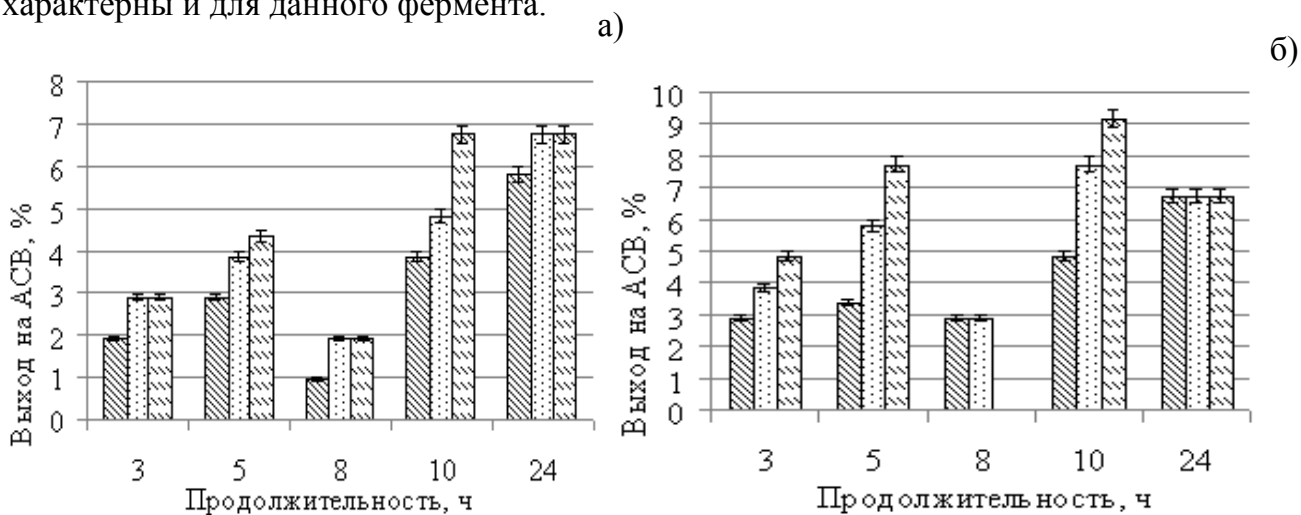


Рис. 3. Влияние концентрации фермента на выход редуцирующих сахаров:

а) исходная пивная дробина; б) измельченная пивная дробина: ▨ 0.5 г/дм^3 ;
 ▩ 1.5 г/дм^3 ; ▪ – 2.5 г/дм^3

Лучшие результаты получены при условии предварительного измельчения пивной дробины и концентрации фермента 2.5 г/дм^3 , и продолжительности процесса 10 ч. Наблюдаемые различия в протекании процесса гидролиза вторичного сырья обусловлены проявлением целлюлолитической и ксиланазной активностей данного ферментного препарата. Низкая целлюлолитическая активность требует более продолжительного периода накопления олигосахаридов для интенсификации процесса гидролиза, что и наблюдается в нашем случае (8 часов). Снижение концентрации сахаров по окончании процесса (глюкозы, ксилозы, арабинозы) также

связано с трансгликозилированием при повышении критической концентрации ди- и трисахаридов в гидролизате. В случае ксиланазы из-за ее низкой целлюлолитической активности, это следует ожидать только в случае гидролиза измельченной пивной дробины.

Проведенные исследования подтвердили преимущество целлюлазы, выделенной из продуцента *Trichoderma* spp., и показали целесообразность продолжительности ферментализации 10 часов при использовании целлюлазы с концентрацией 2.0 г/дм³. Ожидаемый выход лежит в пределах 11-13% в пересчете на АСВ пивной дробины.

С целью интенсификации процесса ферментативного гидролиза дальнейшие исследования проводили, используя бинарные ферментные системы различного состава и ультразвуковую обработку для измельчения пивной дробины.

Соотношения ферментных препаратов целлюлазы и ксиланазы составляли 1:1; 1:2; 1:3, при суммарной дозировке ферментов 5 г/дм³. Ультразвуковую обработку осуществляли низкочастотным ультразвуком (22 кГц), время экспозиции раствора пивной дробины составляло 10, 15, 20 минут.

Процесс ферментативного гидролиза пивной дробины продолжался 10 часов, при этом предусматривался, как и в предыдущих опытах, отбор проб для определения редуцирующих сахаров через 3, 5, 8 и 10 часов.

Обобщенные результаты экспериментальных исследований процесса гидролиза промышленного отхода приведены на рисунке 4.

Ультразвуковая обработка пивной дробины однозначно приводит к повышению выхода редуцирующих веществ. Лучшие результаты были получены при ультразвуковом воздействии, равном 20 минут. Изменение соотношения ферментов целлюлазы и ксиланазы при проведении процесса гидролиза в меньшей степени оказывает влияние на выход сахаров. Учитывая сопоставимость полученных результатов, особенно в последние часы гидролиза, можно рекомендовать для проведения процесса бинарную систему ферментов состава 1:2 соответственно целлюлазы и ксиланазы. Максимальный выход сахаров наблюдался при продолжительности 10 часов.

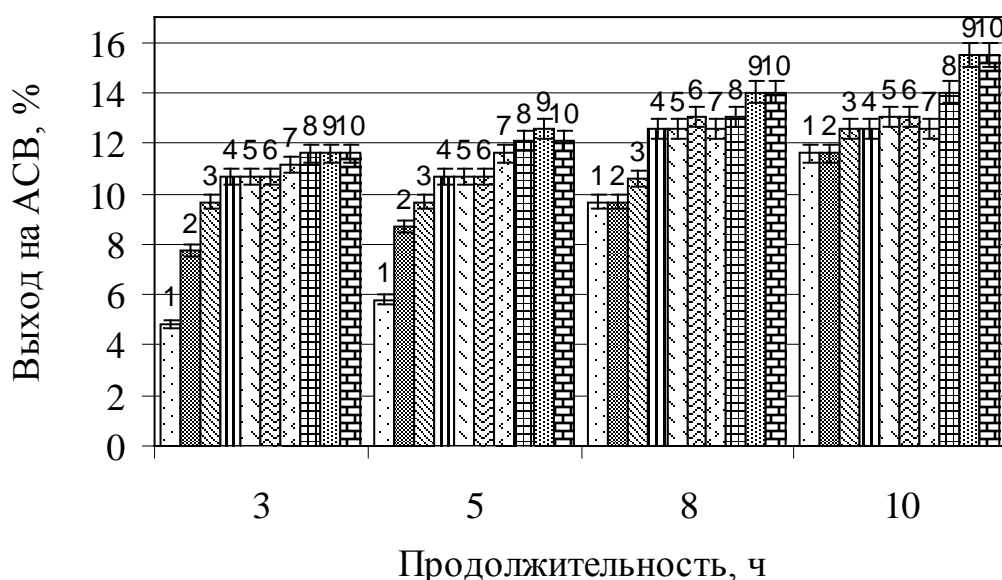


Рис. 4. Влияние условий ультразвуковой обработки и продолжительности гидролиза на выход редуцирующих сахаров: 1 – без УЗ обработки; 2 – 10 мин, соотношение 1:1; 3 – 10 мин, 1:2; 4 – 10 мин, 1:3; 5 – 15 мин, 1:1; 6 – 15 мин 1:2; 7 – 15 мин, 1:3; 8 – 20 мин, 1:1; 9 – 20 мин, 1:2; 10 – 20 мин, 1:3

Таким образом, проведенные исследования показали необходимость использования композиции ферментов целлюлазы и ксиланазы 1:2 и целесообразность предварительной ультразвуковой обработки гидромодуля пивной дробины в течение 20 минут, что позволяет обеспечить выход восстанавливающих сахаров в пределах 15-16% при продолжительности ферментативного гидролиза 10 часов.

Список литературы

1. Будаева В.В., Митрофанов Р.Ю., Золотухин В.Н. Исследование ферментативного гидролиза отходов переработки злаков // Ползуновский вестник. 2008. № 3. С. 322-327.
2. Бычков А.Л. Влияние механической обработки на активность целлюлозолитического препарата // Журнал прикладной химии. 2010. Т. 83, № 6. С. 1051-1053.
3. Клесов А.А., Рабинович М.Л., Сеницын А.П., Чурилова И.В., Григораш С.Ю. Ферментативный гидролиз целлюлозы. Активность и компонентный состав целлюлазных комплексов из различных источников // Биоорганическая химия. 1980. Т.6, № 8. С. 1225-1242.

4. Клесов А.А., Рабинович М.Л., Чурилова И.В., Сеницын А.П., Григораш С.Ю., Тихонова Т.В., Малиновская Л.М. Ферментативный гидролиз целлюлозы. Свойства компонентов целлюлазных комплексов из различных источников // Биоорганическая химия. 1980. Т.6, № 9. С. 1377-1395.
5. Красноштанова А.А., Рукинова Т.А., Кашкина Е.А., Баурина М.М., Крылов И.А., Эль-Регистан Г.И. Интенсификация ферментативных процессов гидролиза биополимеров // Хранение и переработка сельскохозяйственного сырья. 2000. № 6. с. 59-60.
6. Плешков Б.П. Практикум по Биохимии растений. М.: Колос, 1968. 183 с.
7. Сеницын А.П., Клесов А.А. Влияние предобработки на эффективность ферментативного превращения хлопкового линта // Прикладная биохимия и микробиология. 1981. Т.17, № 5. С. 682-695.
8. Сеницын А.П., Клесов А.А. Сравнительная роль экзо-1,4-β-глюкозидазы и целлюбиазы при ферментативном гидролизе целлюлозы // Биохимия. 1981. Т.46, вып. 2. С. 202-213.
9. Скворцов Е.В., Алимова Ф.К., Вершинина В.И., Халилуллина А.К., Абузарова Д.М. Исследование ферментных препаратов грибов *Trichoderma* и бактерий *Bacillus*, деградирующих трудногидролизуемые компоненты растительной биомассы // Материалы научной конференции «Проблемы биотехнологии в сельском хозяйстве». 2005. С. 31-32.
10. Фазлиев И.И., Ахмадуллина Ф.Ю., Минзанова С.Т., Мусин Р.З., Миронова Л.Г.. Перспективы переработки пивной дробины для получения ксилозы // Вестник технолог. ун-та. 2010. № 11. С. 307-311.
11. Фазлиев И.И., Минзанова С.Т., Ахмадуллина Ф.Ю., Миронова Л.Г. Ферментативный гидролиз пивной дробины // Экология и промышленность России. 2012. № 8. С. 20-22.
12. Холькин Ю.И. Технология гидролизных производств. М.: Лесная промышленность, 1989. 496 с.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ БИОСТИМУЛЯТОРОВ НА РОСТ СООБЩЕСТВА МИКРООРГАНИЗМОВ АКТИВНОГО ИЛА

Хисамова А.И., студент

Югина Н.А., студент

E-mail: alsu_khisa@mail.ru

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Аннотация

Проведен анализ влияния различных концентраций биологически активных веществ – гуминового препарата и мелафена, а также и их совместного воздействия на рост аэробных и анаэробных микроорганизмов активного ила.

Ключевые слова: биологическая очистка, активный ил, анаэробный ил, биологически активные вещества, гуминовый препарат, мелафен.

В настоящее время проблемы обеспечения эффективной и надежной работы систем аэробной и анаэробной биологической очистки сточных вод (СВ) населенных пунктов и предприятий промышленности и сельского хозяйства по-прежнему остаются в центре внимания научно-исследовательских и проектно-конструкторских организаций всех стран.

Исследование воздействия биологически активных веществ (БАВ), используемых в сверхнизких концентрациях, которые по своим свойствам близки к природным регуляторам роста, играет особую роль для специалистов в области биотехнологии для решения задач в области защиты окружающей среды и рационального использования природных ресурсов (Жмур, 2009).

Целью данных исследований явился анализ совместного влияния гуминового препарата и мелафена на рост сообществ аэробного и анаэробного ила.

Гуминовый препарат – суспендированное комплексное гуминовое удобрение. Его основной компонент – гуминовая кислота, представляющая собой длинную цепь молекул, которая может быть выделена в виде гумата из угля или почвы. Ее неотъемлемым компонентом является фульвовая кислота, свойства которой иногда рассматривают отдельно. Комплекс гуминовой и фульвовой кислот обладает высокой

биодоступностью. Его состав содержит полный спектр минералов, аминокислот и микроэлементов. В их числе природные полисахариды, пептиды, до 20 аминокислот, витамины, минералы, стериды, гормоны, жирные кислоты, полифенолы и кетоны с подгруппами, дубильные вещества, токоферолы и другие. Всего около 70 полезных компонентов. Такое насыщенное полиморфное строение обуславливает многообразие положительных биологических эффектов гуминовых кислот (Гуминовые..., 1993).

Мелафен представляет собой меламинамную соль бис(оксиметил)фосфиновой кислоты. Мелафен известен в качестве высокоэффективного синтетического регулятора роста и развития растений, находит применение в сельском хозяйстве и растениеводстве. Также данный препарат используется для биологической очистки почвы от нефтяных загрязнений, не токсичен и оказывает положительный эффект при незначительных концентрациях (10^{-4} мг/дм³- 10^{-8} мг/дм³) (Пат. № 2355488, опубл. 20.05.09).

Особым преимуществом данных препаратов является их низкая стоимость, что обуславливает их высокую экономическую эффективность. Так стоимость гуминового препарата составляет 40 руб./кг, мелафена – около 30 руб./кг.

Литературные данные свидетельствуют, что стимулирующее влияние гуминовые вещества оказывают в области определенных, довольно низких концентраций (Якименко, 2011). В связи с этим нами был проведен анализ влияния гуминового препарата в концентрациях 10^{-10} , 10^{-8} , 10^{-6} , 10^{-4} , 10^{-2} г/дм³ на рост сообщества микроорганизмов активного ила. В ходе эксперимента было выявлено, что максимальный ингибирующий эффект был показан для концентрации 10^{-8} г/дм³, стимулирующее же воздействие на рост аэробных микроорганизмов оказывали концентрации 10^{-4} , 10^{-2} г/дм³ (Югина, 2013). Проведенные исследования для сообщества микроорганизмов анаэробного ила показали, что стимулирующее действие гуминовый препарат оказывает в концентрации 10^{-1} г/дм³.

Ранее было показано, что препарат мелафен в концентрации 10^{-4} г/л оказывает наибольший положительный эффект на жизнедеятельность сообщества организмов активного ила, и тем самым ускоряет деструкцию загрязнений (Пат. 2445275 РФ, опубл. 20.03.12). В тоже время наибольший стимулирующий эффект на рост биоценоза анаэробного ила оказывают концентрации мелафена 10^{-4} и 10^{-6} мг/дм³ (Хисамова, 2013).

Полученные данные свидетельствуют о положительном влиянии данных препаратов на рост микроорганизмов, в связи с чем была выдвинута гипотеза, что совместное использование оптимальных концентраций данных веществ может усиливать данный эффект. Для исследования влияния совместного действия данных веществ были выбраны концентрации гуминового препарата 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-4} г/дм³ и мелафена 10^{-2} , 10^{-4} и 10^{-6} мг/дм³. При совместном внесении гуминового препарата в концентрациях 10^{-4} , 10^{-2} г/дм³ и мелафена в концентрации 10^{-4} , 10^{-2} мг/дм³ наблюдалось увеличение роста сообщества микроорганизмов активного ила (рис. 1). Как видно, максимальный эффект был достигнут при внесении гуминового препарата в концентрации 10^{-2} г/дм³ и мелафена в концентрации 10^{-2} мг/дм³. При этом рост микроорганизмов увеличивался в среднем на 66% для 24-48 ч. Высокие показатели были показаны и для сочетания – гуминовый препарат в концентрации 10^{-4} г/дм³ и мелафен 10^{-2} мг/дм³. При внесении других исследуемых концентраций влияние на рост культуры активного ила было незначительным (в среднем выше на 12% относительно контроля).

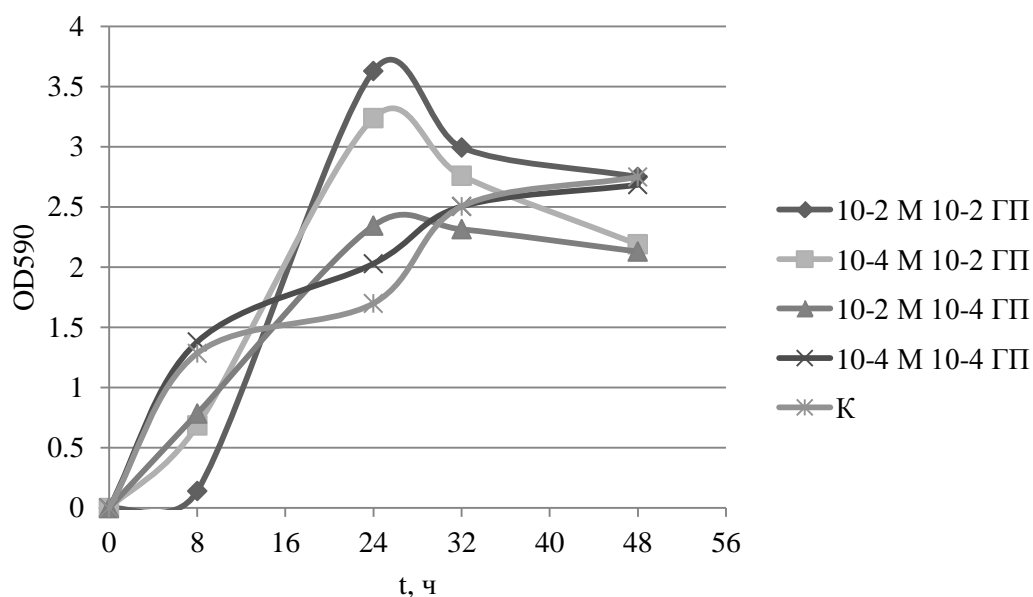


Рис. 1. Динамика роста сообщества аэробных микроорганизмов активного ила при совместном внесении гуминового препарата и препарата мелафен в концентрациях 10^{-4} (-4), 10^{-2} (-2) г/дм³ и в отсутствии препарата (К)

Анализ влияния гуминового препарата и мелафена на рост биоценоза анаэробного ила свидетельствует в пользу максимального стимулирующего эффекта

гуминового препарата в концентрации 10^{-1} г/дм³ и мелафена в концентрации 10^{-4} и 10^{-6} мг/дм³ (рис.2).

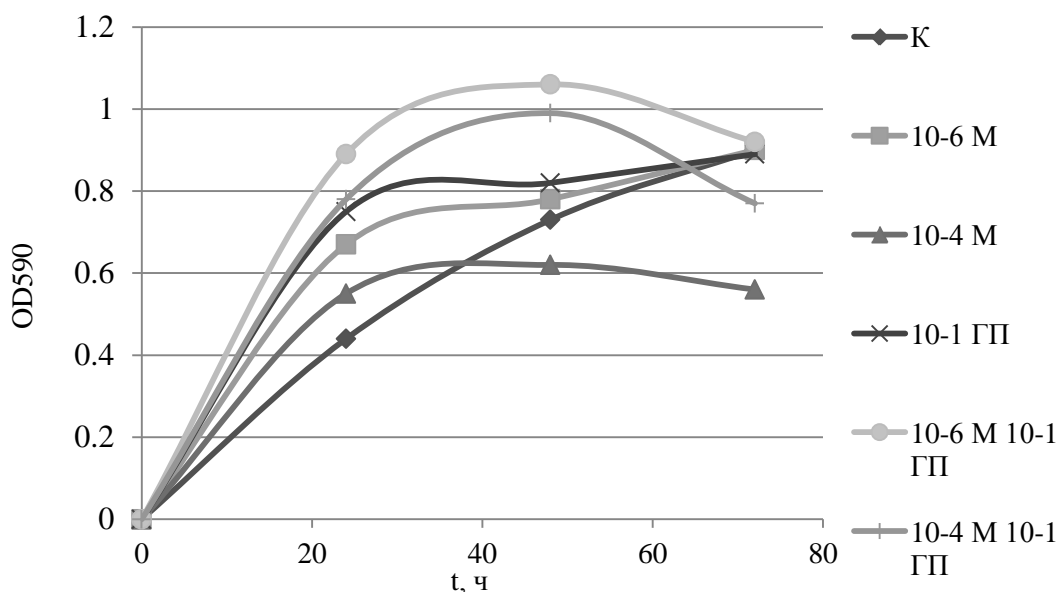


Рис. 2. Динамика роста сообщества анаэробных микроорганизмов активного ила при совместном внесении гуминового препарата в концентрациях 10^{-1} (–1), мелафена в концентрациях 10^{-4} (–4), 10^{-6} (–6) г/дм³ и в отсутствии препарата (К)

Результаты исследований показали, что на 24-48 ч применение гуминового препарата оказывает стимулирующий эффект в концентрации 10^{-1} г/дм³ на 12-70%, мелафена в концентрации 10^{-6} г/дм³ на 7-52%. Совместное воздействие гуминового препарата и мелафена на 24-72 ч в концентрациях 10^{-1} г/дм³ и 10^{-6} мг/дм³ стимулирует рост микроорганизмов биоценоза на 2-102% относительно контроля, соответственно.

Полученные данные свидетельствуют о способности гуминового препарата и мелафена оказывать различное воздействие на рост микроорганизмов активного ила в зависимости от концентрации и стадии роста, что может быть использовано для интенсификации очистки сточных вод.

Список литературы

1. Гуминовые вещества в биосфере / [под ред. Д.С. Орлова]. М.: Наука, 1993. 238 с.
2. Жмур Н.С., Жигарева Т.Н., Разумов А.И. Интенсификация биологической очистки городских сточных вод методом ацидофикации сырого осадка // Экология и промышленность России. 2009. № 6. С. 36-40.

3. Патент № 2355488 Российская Федерация, С1 МПК В09С 1/10 (2006.01) В09С 1/08 (2006.01) Способ биологической очистки почв от нефтезагрязнений / Шулаев М.В., Фаттахов С.Г., Захарова К.А., Резник В.С., Шулаева М.М., Коновалов А.И. Синяшин О.Г. № 2007130925; заявл. 13.08.07 г; опубл. 20.05.09 г. Бюл. № 14-19 с.: ил.
4. Пат. 2445275 Российская Федерация, МПК⁸ С 02 F 3/02, С 02 F 3/34. Способ интенсификации биологической очистки сточных вод / Л.И. Хабибуллина, М.В. Шулаев, С.Г. Фаттахов, В.С. Резник, О.Г. Синяшин. – № 2009149504; заявл. 29.12.2009; опубл. 20.03.12. Бюл. №8. – 10 с. : ил.
5. Хисамова А.И., Югина Н.А., Михайлова Е.О., Шулаев М.В. Анализ влияния биологически активных веществ на рост анаэробных микроорганизмов активного ила // Вестник Казанского технологического университета. 2013. Т. 16, № 10. С. 201-203.
6. Югина Н.А., Хисамова А.И., Михайлова Е.О., Шулаев М.В. Анализ влияния биологически активных веществ на рост микроорганизмов активного ила городских очистных сооружений МУП «Водоканал» // Вестник Казанского технологического университета. 2013. Т. 16, № 10. С. 208-210.
7. Якименко О.С., Терехова В.А. Гуминовые препараты и оценка их биологической активности для целей сертификации // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1334-1343.

ЭКОЛОГИЯ ПРИРОДНЫХ И УРБАНИЗИРОВАННЫХ СИСТЕМ

УДК 581.412

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ТАНИНОВ У ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ РОДА КЛЕН (*Acer L.*) В ТЕХНОГЕННЫХ УСЛОВИЯХ

Иванова Е.В., студент

E-mail: ivanova.376@mail.ru

Елабужский институт (филиал) Казанского (Приволжского) федерального
университета, г. Елабуга

Аннотация

Исследовано содержание танинов в листьях растений представителей рода Клен за период вегетации, произрастающих в насаждениях различных экологических категорий. Максимальное количество танинов было отмечено в конце вегетации. Клен остролистный в магистральных насаждениях за весь период вегетации накапливает большее количество танинов в листьях по сравнению с зонами условного контроля.

Ключевые слова: танины, *Acer platanoides* (L.), *Acer negundo* (L.), магистральные насаждения.

Одним из основных показателей экологического состояния природно-территориальных комплексов (ПТК) является величина техногенной нагрузки на территорию. Техногенная нагрузка характеризует степень техногенного освоения окружающей природной среды (ОПС) человеком и уровень ее загрязнения продуктами его жизнедеятельности. Комплекс негативных факторов техногенной урбанизированной среды приводит к снижению в 2-3 раза продолжительности жизни городских растений (Горышина, 1991; Николаевский, 2002; Васфилов, 2003; Морозова, 2003).

Важную роль в адаптации древесных растений на физиологическом уровне играют танины. Танины – группа фенольных соединений растительного происхождения. Фенольные соединения влияют на процессы роста и развития. Содержание танинов в листьях древесных растений является малоизученным в нашем

регионе. В связи с этим целью работы было изучение динамики содержания танинов в листьях древесных растений у представителей рода клен (*Acer L.*) в условиях техногенной среды.

Объект исследований: клен остролистный, или платановидный (*Acer platanoides L.*) и клен ясенелистный, или американский (*Acer negundo L.*) произрастающие в г. Набережные Челны в составе насаждений различных экологических категорий: магистральные посадки; зоны условного контроля (ЗУК) – территории Набережночелнинского лесничества (в 30 км от г. Набережные Челны по дороге М-7) и городской парк «Гренада».

Содержание конденсированных танинов в листьях клена остролистного и клена ясенелистного определяли трижды в течение вегетации (июнь, июль, август), используя перманганатометрический метод (метод Левенталя в модификации Курсанова). Анализы выполнены в лаборатории экологии и физиологии растений биологического факультета Елабужского института (филиала) Казанского федерального университета. Математическую обработку материалов проводили с применением статистического пакета Statistica 5.5.

На содержание танинов в листьях древесных растений существенное влияние оказывают видовые особенности (P – уровень значимости; $P < 10^{-5}$), условия места произрастания ($P=5.9 \cdot 10^{-5}$), сроки вегетации ($P < 10^{-5}$), а также их взаимодействие ($P < 10^{-5}$).

Независимо от зоны произрастания максимальное количество танинов было зафиксировано в листьях в конце периода активной вегетации и составляло у клена остролистного – 1.59%; у клена ясенелистного – 1.37%.

В течение всей вегетации с различной степенью интенсивности наблюдался достоверный рост содержания танинов в листьях у представителей рода клен (табл. 1).

Таблица 1. Содержание танинов в листьях древесных растений в течение вегетации, %

Виды растений	Июнь	Июль	Август
Клен остролистный	0.86	1.08	1.59
Клен ясенелистный	0.68	1.12	1.37

С июня по август наблюдается постепенное повышение содержание данного метаболита в листьях как у клена остролистного (*Acer platanoides L.*), так и у клена

ясенелистного (*Acer negundo* L.), что свидетельствует о повышении активности метаболических процессов.

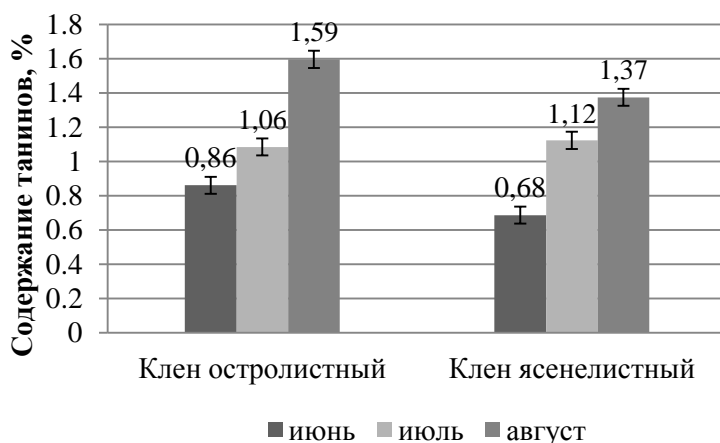


Рис. 1. Содержание танинов в листьях древесных растений в течение вегетации, %

В конце вегетации (август) можно наблюдать активный рост содержания танинов в листьях клена остролистного, что выше на 0.73% и 0.51% содержания танинов в июне и июле соответственно. Данный рост может быть объяснен реакцией растений на стрессовые факторы.

В магистральных посадках содержание танинов в листьях клена остролистного было выше на 0.14% по сравнению с ЗУК. В ЗУК содержание танинов в листьях клена ясенелистного было меньше на 0.14% по сравнению с магистральными посадками (табл. 2).

Таблица 2. Содержание танинов в листьях древесных растений, произрастающих в различных функциональных зонах г. Набережные Челны, %

Виды растений	ЗУК	Магистральные посадки
Клен остролистный	1.46	1.60
Клен ясенелистный	1.17	1.31

На основании вышесказанного можно отметить, что более высокое содержание танинов в листьях отмечается у древесных растений, произрастающих в магистральных посадках, что указывает на важную роль танинов в физиологической адаптации к различным специфическим загрязнителям (рис. 2).



Рис. 2. Содержание танинов в листьях древесных растений, произрастающих в различных функциональных зонах г. Набережные Челны, %

Следовательно, клен остролистный является наиболее адаптированным видом из представителей рода клен.

В результате изучения динамики содержания танинов можно сделать следующие выводы: концентрация танинов в листьях древесных растений существенно возрастает в течение всего периода активной вегетации и максимальное значение отмечено в августе в условиях интенсивной техногенной нагрузки. Клен остролистный является наиболее устойчивым к техногенным условиям среды и наиболее адаптированным видом аборигенной группы, а клен ясенелистный, являясь интродуцентом, наименее стойким.

Автор выражает особую благодарность за помощь при написании данной работы научному руководителю Кузьмину Петру Анатольевичу.

Список литературы

1. Васфилов С. П. Возможные пути негативного влияния кислых газов на растения // Журнал общей биологии. 2003. Т. 64, вып. 2. С. 146-159.
2. Горышина Т.К. Растение в городе. Л.: Изд-во Ленинградского университета. 1991. 152 с.
3. Морозова Г.Ю., Злобин Ю.А., Мельник Т.И. Растения в урбанизированной природной среде: формирование флоры, ценогенез и структура популяций // Журнал общей биологии. 2003. Т. 64, вып. 2. С. 166-180.
4. Николаевский В. С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации. Пушкино: ВНИИЛМ. 2002. 220 с.

**АГРОФИЗИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ЧЕРНОЗЕМНЫХ ПОЧВ ПРИ
ОРГАНИЧЕСКОМ ЗЕМЛЕДЕЛИИ В АГРОЛАНДШАФТАХ
ВОСТОЧНОГО ЗАКАМЬЯ РЕСПУБЛИКИ ТАТАРСТАН**

Кольцова Т.Г., к.б.н., научный сотрудник

E-mail: t@shmain.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

Проведенные исследования показали, что длительное ресурсосберегающее земледелие по принципам органического сельского хозяйства способствует оптимальному структурному состоянию черноземных почв.

Ключевые слова: органическое сельское хозяйство, чернозем выщелоченный, чернозем типичный, структурно-агрегатный состав, водопрочность почвенных агрегатов.

Введение

Черноземные почвы занимают 42% от площади сельхозугодий Республики Татарстан и преобладают в почвенном покрове типичной и южной лесостепных ландшафтных подзон, где представлены главным образом выщелоченными и, в меньшей степени, типичными и оподзоленными черноземами (Система земледелия Республики Татарстан, 2013). Большая часть черноземов Республики Татарстан сосредоточена в Восточном Закамье Волжско-Камской лесостепи.

В связи с решением вопросов повышения устойчивости агроландшафтов, сохранения биоразнообразия, уменьшения деградации почв и опустынивания земель, повышения продуктивности агроценозов и улучшения состояния окружающей среды в республике начинают развиваться альтернативные виды землепользования, широкое распространение среди которых получило органическое (экологическое, биологическое) сельское хозяйство.

Органическое земледелие основано на сокращении или полном отказе от синтетических минеральных удобрений и химических средств защиты растений, регуляторов роста растений, генетически модифицированных организмов при

максимальном использовании биологических факторов повышения плодородия почв, подавления болезней, вредителей и сорняков в противоположность конвенциональному земледелию с высокой химизацией и интенсивным использованием почвенных ресурсов.

В соответствии с международными стандартами в области органического сельского хозяйства (Международные базисные стандарты ИФОАМ (IFOAM), Директивы Европейского Союза) инспекционными органами предусмотрен контроль за изменением плодородия сельскохозяйственных почв в сезонной и многолетней динамике.

Структура почвы является одним из важнейших факторов, определяющих плодородие почвы. Только в структурной почве создаются оптимальные взаимоотношения водного, воздушного и теплового режимов, сохраняется влага, происходят обменные процессы, интенсифицируется микробиологическая деятельность, создаются благоприятные условия питания растений и освоения корнями.

Детальных исследований в области изучения структурного состояния черноземных почв органических агроценозов в природно-климатических и ландшафтных условиях Восточного Закамья Республики Татарстан не проводилось.

Таким образом, цель данных исследований – определить и оценить структурно-агрегатное состояние черноземных почв органических агроценозов в природно-климатических и ландшафтных условиях Восточного Закамья Республики Татарстан за 3-летнюю ротацию севооборота, а также провести сравнительный анализ с конвенциональными агроценозами.

Краткая характеристика территории исследования

Восточное Закамье – умеренно-теплая зона. Сравнительно большое количество солнечных дней весной и летом способствует выращиванию важных сельскохозяйственных культур из числа зерновых, кормовых, технических и других культур, которые при правильном ведении хозяйства могут давать устойчивые объемы урожая. Сумма температур выше 10 – 2100 °С, среднегодовая температура воздуха – 1.9-2.3 °С, гидротермический коэффициент равен 1. Самым холодным месяцем в году является январь (-14 °С), самым теплым – июль (+18.6 °С). Продолжительность вегетационного периода – 160-170 дней. Среднегодовое

количество осадков – 400 мм, количество осадков за вегетационный период в пределах 220-230 мм. Мощность снегового покрова – 36 см. Однако в отдельные годы наблюдается существенное отклонение от норм. Господствуют ветры южных и юго-западных направлений. Отрицательное влияние на растениеводство оказывают весенние заморозки (Система земледелия Республики Татарстан, 2013). Основные риски для земледелия: высокая степень расчленённости рельефа и развития эрозионных процессов, пониженная микробиологическая активность почв, высокая вероятность весенне-летних засух (Система земледелия ..., 2013).

Краткая характеристика технологии сельскохозяйственного производства

Исследования проводились с 2011 по 2013 гг. на территории модельного органического крестьянско-фермерского хозяйства и сельскохозяйственного зернопроизводственного предприятия с конвенциональным типом земледелия, расположенного рядом с органическим, в Мензелинском районе Республики Татарстан.

Изучение структурного состояния почв органических агроценозов проводилось в зернотравяном севообороте (рапс в качестве сидерата, 2011 г. – чечевица, 2012 г. – озимая пшеница с. «Поволжская 86», 2013 г.) на выщелоченном среднесуглинистом черноземе и зернопаровом севообороте (озимая пшеница с. «Поволжская 86», 2011 г. – яровой ячмень с. «Эльф», 2012 г. – чистый пар, 2013 г.) на типичном среднесуглинистом черноземе. Пахотный горизонт типичного (ЧТ) и выщелоченного (ЧВ) черноземов сильногумусирован, со слабокислой реакцией почвенного раствора и очень высоким содержанием элементов питания (общего азота, подвижного фосфора и обменного калия).

В модельном органическом хозяйстве для посева используется модернизированная сеялка СЗ-3.6 с однодисково-анкерными сошниками, расстояние между рядами – около 15 см. Весной перед посевом проводится простое боронование для закрытия влаги. Посев семян проводится без внесения каких-либо удобрений в почву и без прикатывания. За счет особо устроенной бороны происходит автоматическое приминание посеянных семян. Обработка почвы – безотвальная, минимальная (до 10 см), проводится культиватором-плоскорезом КПШ-5 в агрегате со шлейф-боронами для тщательного выравнивания поверхности почвы. Очистка полей от сорной растительности проводится 5-6-кратной плоскорезной обработкой на

чистом пару. Стерневые и пожнивные остатки измельчаются и разбрасываются по поверхности поля. Пестициды не применяются более 16 лет. Семена перед посевом химическими препаратами не протравливаются, отбор семян проводится механическим сортировщиком ОС-4.5А.

На участках при конвенциональном земледелии используют пестициды (преимущественно гербициды) и минеральные удобрения (в основном аммиачную селитру), проводят известкование, обработка почвы – минимальная с применением посевного комплекса «Кузбасс». Характерны зернопаровые севообороты короткой ротации: озимая пшеница с. «Поволжская 86», 2011 г. – озимая рожь с. «Татарская 1», 2012 г. – чистый пар, 2013 г. на выщелоченном среднесуглинистом черноземе; озимая рожь с. «Татарская 1», 2011 г. – яровой ячмень с. «Эльф», 2012 г. – яровой ячмень с. «Эльф», 2013 г. на типичном среднесуглинистом черноземе. Пахотный горизонт типичного чернозема среднегумусирован со слабокислой реакцией почвенного раствора и очень высоким содержанием элементов питания. Пахотный горизонт выщелоченного чернозема сильногумусирован, с нейтральной реакцией почвенного раствора, высоким содержанием подвижного фосфора и общего азота, очень высокой обеспеченностью обменным калием.

Методы исследования

Изучение структурно-агрегатного состава исследуемых проб почв проводили методом «сухого просеивания» по Н.И. Саввинову (Уваров, Голеусов, 2004). Водопрочность агрегатов различных фракций определяли по методу Н.Н. Никольского (Уваров, Голеусов, 2004). Оценку структурного состояния почвы по количеству водопрочных агрономически ценных агрегатов проводили согласно градации С.И. Долгова и П.У. Бахтина (Агрофизические методы, ...1966).

Результаты и их обсуждение

По данным И.А. Кузнецова (1968), Н.Е. Редькина (1969), Б.И. Тарасенко (1981) оптимальным количеством агрономически ценных агрегатов, при котором создается благоприятный водно-воздушный режим на черноземах, является 60-80% от общей массы почвы. Агрономически ценной структурой является комковатая и зернистая структура верхних горизонтов почвы размером от 0.25 до 10 мм, обладающая водопрочностью и связностью. Образование агрономически ценной структуры

протекает под воздействием физико-механических, физико-химических, химических и биологических факторов.

Согласно полученным результатам структурно-агрегатный состав исследуемых черноземных почв органических агроценозов характеризуется оптимальным количеством содержания агрономически ценных агрегатов (табл. 1).

Таблица 1. Структурно-агрегатный состав черноземных почв при разных системах земледелия

Год	Тип почвы	Культура	Размер агрегатов, мм (%)									Σ10-0.25	K _{стр}
			>10	10-7	7-5	5-3	3-2	2-1	1-0.5	0.5-0.25	<0.25		
Органическое земледелие													
2011	ЧВ	рапс	6.6	5.3	5.2	9.6	4.3	26.5	9.0	15.5	18.0	75.4	3.07
2013		оз. пшеница	9.3	4.3	4.2	7.6	4.2	10.7	15.6	13.8	30.2	60.4	1.53
2011	ЧТ	оз. пшеница	8.2	8.2	7.2	15.3	5.7	26.8	17.4	9.0	2.3	89.6	8.53
2013		чистый пар	6.8	5.0	5.1	8.6	4.6	15.4	17.0	15.9	21.5	71.6	2.53
Конвенциональное земледелие													
2011	ЧВ	оз. пшеница	8.2	7.4	6.7	11.3	4.9	32.0	15.8	10.3	3.5	88.4	7.56
2013		чистый пар	13.3	5.9	5.0	7.4	3.7	10.9	15.4	13.0	25.5	61.3	1.58
2011	ЧТ	оз. рожь	12.3	13.9	10.7	10.7	7.2	18.6	19.2	5.3	2.2	85.6	5.90
2013		яр. ячмень	16.1	5.9	4.7	8.3	4.4	16.4	14.4	11.2	18.6	65.3	1.88

За трехлетнюю ротацию севооборота отмечено некоторое снижение содержания агрономически ценных агрегатов в пахотном горизонте почв рассматриваемых систем земледелия. Причем, в наибольшей мере выявленная тенденция характерна для черноземных почв конвенциональных агроценозов, и менее значительно – для органических. Количество агрономически ценных агрегатов в пахотном горизонте ЧВ конвенциональных агроценозов уменьшилось на 27.1% и на 20.3% – в пахотном горизонте ЧТ, для органических агроценозов данные показатели составили 15.0% и 18.0% соответственно, что указывает на более благоприятное влияние органической системы земледелия на структурное состояние почв по сравнению с конвенциональной.

Снижение количества агрономически ценных агрегатов в пахотном горизонте выщелоченного чернозема органических агроценозов скорее всего связано с расположением исследуемого участка на склоновой территории и увеличением

количества обработок при выращивании зерновых культур по сравнению с сидеральными (рапс), уменьшение содержания агрономически ценных агрегатов в пахотном горизонте типичного чернозема обусловлено отрицательным влиянием 5-6 кратных плоскорезных обработок на чистом пару, о чем свидетельствует увеличение доли микроструктурных агрегатов (<0.25) (табл. 1).

При сравнении структурно-агрегатного состава черноземных почв, возделываемых в условиях разных систем земледелия, отмечено преобладание пылеватой фракции в пахотном горизонте исследуемых почв органических агроценозов и глыбистой фракции – в пахотном слое почв конвенциональных агроценозов. По-видимому, к увеличению доли пылеватой фракции в пахотном горизонте черноземных почв органических агроценозов приводит многократная (5-6-кратная) плоскорезная обработка, проводимая для снижения степени засоренности посевов различной растительностью.

Структурность почвы можно охарактеризовать не только количеством агрономически ценных агрегатов, но и коэффициентом структурности ($K_{стр}$), который показывает отношение содержания агрономически ценных агрегатов к сумме содержания глыбистой (>10 мм) и пылеватой фракций (<0.25 мм).

Установлено, что коэффициент структурности и количество агрономически ценных агрегатов в пахотном горизонте типичного чернозема выше при органическом земледелии по сравнению с конвенциональным. Склоновое расположение органических участков с выщелоченным черноземом обуславливает более низкие значения коэффициента структурности и содержания агрономически ценных агрегатов по сравнению с конвенциональными агроценозами, расположенными на более выровненных территориях, на которых плоскостная эрозия выражена слабее. Тем не менее, несмотря на ландшафтные различия, внедрение зернотравяного севооборота на выщелоченном черноземе в органических агроценозах способствовало менее значительному снижению значений коэффициента структурности (в 2 раза) по сравнению с конвенциональными (в 4.8 раза).

В качестве рекомендаций по улучшению структурно-агрегатного состава выщелоченного чернозема, возделываемого в условиях органической системы земледелия, мы предлагаем: сократить до возможного минимума количество

плоскорезных обработок на склоновых участках, проводимых за сезон; увеличить долю многолетних трав и сидеральных культур в севообороте.

Важными свойствами почвенных агрегатов являются их механическая прочность и водопрочность. Установлено, что содержание водопрочных агрономически ценных агрегатов выше в черноземных почвах органических агроценозов по сравнению с конвенциональными (рис. 1-4) и составляет более 55% в 2013г., что указывает на формирование хорошего структурного состояния черноземных почв при органическом земледелии.

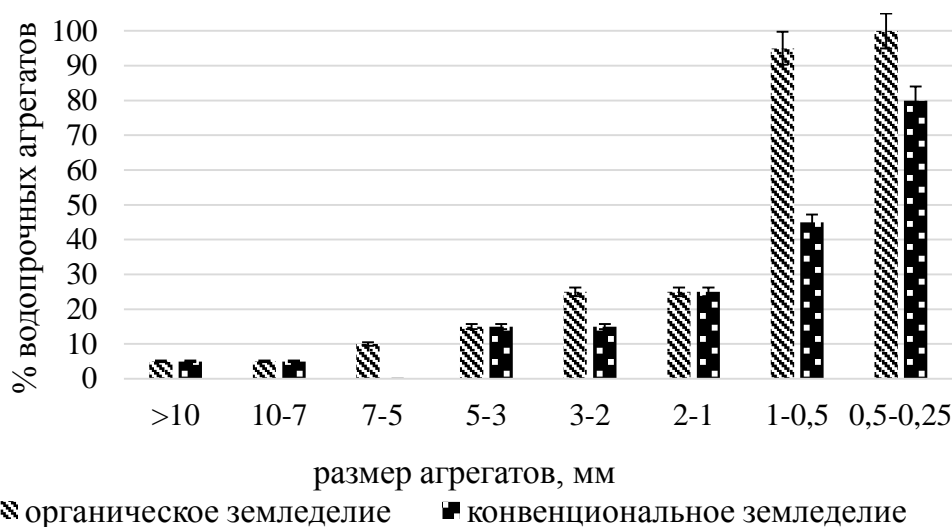


Рис. 1. Водопрочность почвенных агрегатов пахотного горизонта выщелоченного чернозема при разных системах земледелия в 2011 г.

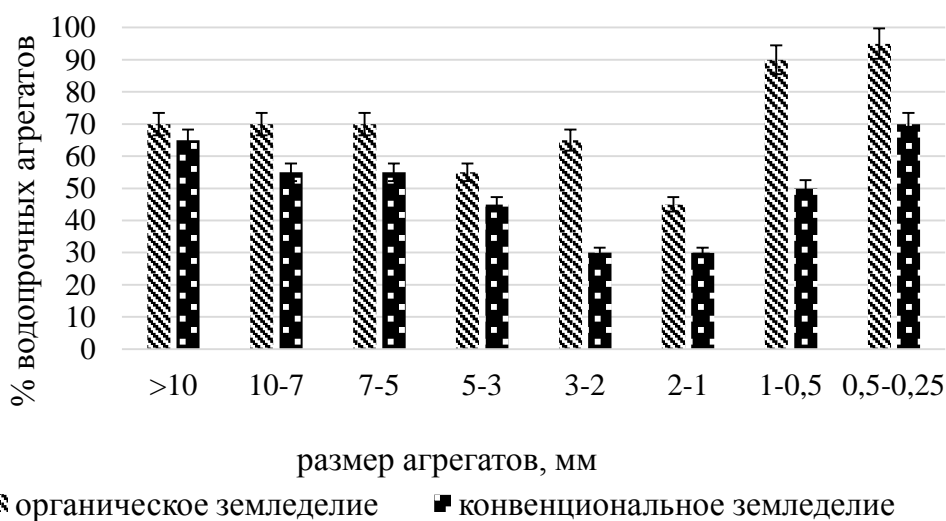


Рис. 2. Водопрочность почвенных агрегатов пахотного горизонта выщелоченного чернозема при разных системах земледелия в 2013 г.

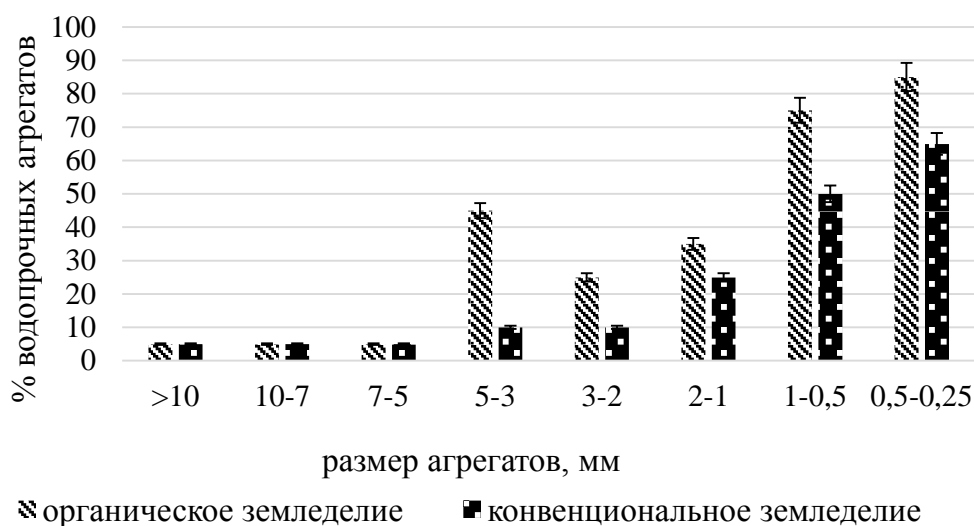


Рис. 3. Водопрочность почвенных агрегатов пахотного горизонта типичного чернозема при разных системах земледелия в 2011 г.

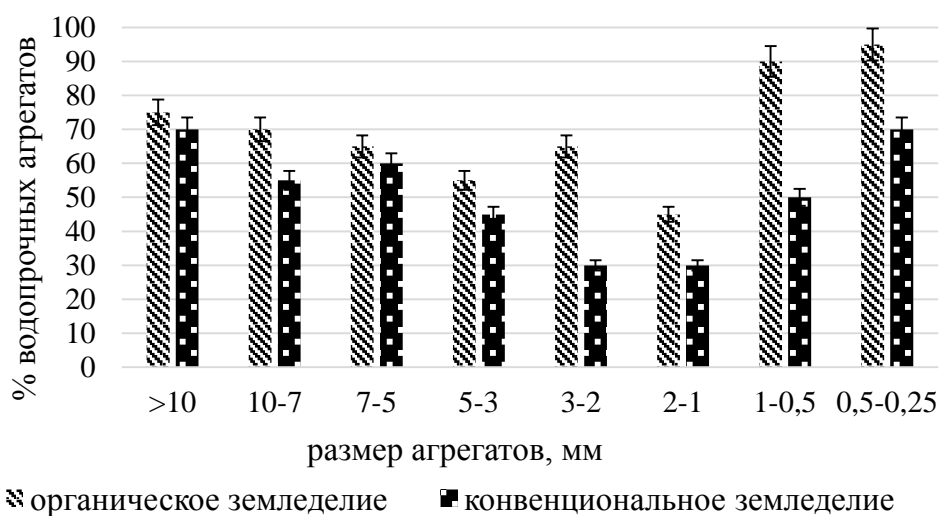


Рис. 4. Водопрочность почвенных агрегатов пахотного горизонта типичного чернозема при разных системах земледелия в 2013 г.

За ротацию севооборота структурное состояние исследуемых черноземных почв органических агроценозов изменилось с удовлетворительного до хорошего, конвенциональных агроценозов – с неудовлетворительного до удовлетворительного (табл. 2). Предполагаем, что низкое содержание водопрочных почвенных агрегатов в 2011 г. связано с аномальной засухой 2010 г., отрицательно повлиявшей на

жизнедеятельность педобионтов, выполняющих структурообразовательную функцию в почве.

Таблица 2. Структурное состояние черноземных почв при разных системах земледелия по количеству водопрочных агрономически ценных агрегатов (10-0.25 мм)

Год	Органическое земледелие	Структурное состояние	Конвенциональное земледелие	Структурное состояние
чернозем выщелоченный				
2011	40.0	удовлетворительное	26.4	неудовлетворительное
2013	70.0	хорошее	47.9	удовлетворительное
чернозем типичный				
2011	40.0	удовлетворительное	24.3	неудовлетворительное
2013	69.3	хорошее	48.6	удовлетворительное

Таким образом, органическое земледелие способствует оптимальному структурному состоянию черноземных почв, возделываемых в природно-климатических и ландшафтных условиях Восточного Закамья Республики Татарстан.

Список литературы

1. Агрофизические методы исследования почв / С.И. Долгов. М.: Наука, 1966. 259 с.
2. Кузнецов Н.А. Обработка почвы. Краснодар, 1968. С. 40-76.
3. Редькин Н.Е. Краснодарский край. Почвы Прикубанской равнины // Агрохимическая характеристика почв СССР. М.: Наука, 1964. С. 68-100.
4. Система земледелия Республики Татарстан: Инновации на базе традиций. Часть 1. Общие аспекты системы земледелия. Казань: Министерство сельского хозяйства и продовольствия Республики Татарстан, 2013. 166 с.
5. Тарасенко Б.И. Повышение плодородия почв Кубани. Краснодар: Кн. изд-во, 1981. С. 6-23.
6. Уваров Г.И., Голеусов П.В. Практикум по почвоведению с основами бонитировки почв. Белгород: Изд-во Белгор. гос. ун-та, 2004. 140 с.

**ИХТИОФАУНА ОЗЕРА РАИФСКОЕ ВОЛЖСКО-КАМСКОГО
ГОСУДАРСТВЕННОГО ПРИРОДНОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА**

Монахов С.П., младший научный сотрудник

E-mail: serega-28@inbox.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

Проведено исследование ихтиофауны озера Раифское, расположенного на территории Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника. На основе индексов оценки биологического разнообразия и экологических характеристик рыб изучены изменения в ихтиоценозе озера.

Ключевые слова: озеро Раифское, ихтиофауна, ихтиоценоз, экологические гильдии, фаунистические комплексы, видовое разнообразие.

Введение

До настоящего времени по ихтиофауне водных объектов «Раифы» опубликован незначительный материал. Первые краткие упоминания о видовом составе рыб Раифского озера встречаются в работе Евфимия Малова «Озера Раифы» (1880). В статье А.С. Тайсина и Е.Н. Унковской (1996) приводятся эти же данные о рыбах поверхностных вод Раифского участка.

Среди работ, посвященных исследованию ихтиофауны водоемов Раифы, статьи В.С. Валеева с соавторами (1991) «Состояние ихтиофауны водоемов Волжско-Камского государственного заповедника»; А.В. Бортякова (1997) «Современное состояние ихтиофауны Волжско-Камского заповедника и меры по ее охране». В.А. Кузнецов и А.В. Бортякова (2002) в статье «Видовое разнообразие и изменение состава ихтиофауны Волжско-Камского заповедника и его охранной зоны» приводят характеристику видового и количественного состава ихтиофауны Раифской части заповедника. В работе В.И. Гаранина (2002) имеются упоминания об отдельных находках и коллекционных сборах рыб из озера Раифское, для Казанского городского музея и зоологического музея Казанского государственного университета. Несмотря на многолетнюю историю исследований, ихтиофауна Раифского участка Волжско-

Камского государственного природного биосферного заповедника остается недостаточно изученной.

Район исследования, материал и методы

Волжско-Камский государственный биосферный природный заповедник (ВКГБПЗ) состоит из двух обособленных участков. Первый из них – «Раифский» – находится в 25 км западнее г. Казани, занимает площадь 5921.2 га в Зеленодольском районе Республики Татарстан (РТ). Второй участок – «Сараловский» – находится в 60 км южнее г. Казани в Лаишевском районе РТ.

Реки и озера Раифского участка заповедника возникли на древних волжских террасах, в сложении которых преобладают пески и супеси. Грунтовые воды лежат глубоко и почти не участвуют в питании рек, поэтому в настоящее время реки «Раифы» относятся к сухому типу. Поверхностные воды «Раифы» и его охранной зоны представлены р. Сумка (протяженность по территории заповедника – 3.4 км), ее притоком р. Сер-Булак (протяженность по территории заповедника – 6.4 км) и расположенными в их долинах карстово-суффозионными озерами с площадью водного зеркала от 0.3 (оз. Долгое) до 32.3 га (оз. Раифское). Оз. Раифское важный регулятор стока основной реки заповедника – Сумки, аккумулятор ее твердого стока и активно эродирующего притока, пересыхающей реки-оврага Сопы.

Целью настоящей работы является уточнение и дополнение материалов по изучению ихтиоценоза оз. Раифское.

Методическая база сбора ихтиологического материала была основана на методах, предложенных в работе «Expedition Field Techniques Fishes» (Coad, 1998). Анализ ихтиофауны оз. Раифское произведен на основе материала, собранного в июле 2009 г., августе – сентябре 2011 и июне 2012 гг. Территория акватории данного озера облавливалась в трех контрольных точках. Рыб отлавливали: мальковой волокушей длиной 10 м, с ячейей в крыльях 5x5 мм, в кутке 3x3 мм, ихтиологическим сачком (диаметром 40 см, с ячейей 4x4 мм) вдоль береговой линии с глубинами от 0.3 до 1.5 м, а также ставными (жаберными) сетями, длиной 30 и 90 м, высотой 1.5 и 3 м, ячейей 20x20 и 45x45 мм, на глубинах от 2 до 12 м. Распределение видов рыб по основным экологическим гильдиям приведено на основе работ: «European Fish Species: Taxa and Guilds Classification Regarding Fish-Based Assessment Methods» (Holzer, 2008) и «Patterns in Freshwater Fish Ecology» (Matthews, 1998). Показаны

соотношения и распределение видов в ихтиоценозе озера по принадлежности к типам фаун по Г.В. Никольскому (1963). Для оценки видового разнообразия ихтиофауны использован индекс доминирования Бергер-Паркера и индекс Шеннона (H'), на основе которого рассчитан индекс выравненности Пиелу (e). Для качественного анализа ихтиоценоза и оценки изменения (сходства) видовой структуры сообщества был использован индекс видового сходства Жаккара (Мэгарран, 1992; Лебедева и др., 1999). Научное название (русское и латинское) и порядок их перечисления приведены по «Каталогу бесчелюстных и рыб ...» (Богутская, Насека, 2004).

Результаты и их обсуждение

В ихтиофауне водных объектов Раифского участка ВКГПБЗ выявлено 19 видов рыб (Валеев и др., 1991; Бортяков, 1997; Кузнецов, Бортяков, 2002; Летопись ..., 2011, 2012). В тоже время в ихтиофауне оз. Раифского выявлено 18 видов рыб (табл. 1). В таксономическом отношении все выявленные виды относятся к классу Лучепёрые – *Actinopterygii*, к трем отрядам и пяти семействам. Наиболее многочислен отряд Карпообразные – *Cypriniformes* (16 видов, 88.8%), который включает в себя представителей из трех семейств: Карповых – *Cyprinidae*, Вьюновых – *Cobitidae* и Балиторных – *Balitoridae*. Отряды Щукообразные – *Esociformes* и Окунеобразные – *Perciformes* включают по одному семейству: Окуневые – *Percidae* и Щуковые – *Esocidae*, в составе этих семейств отмечено по одному виду. Большинство видов рыб (16 из 18) относится к семейству карповых, что характерно для водоемов Среднего Поволжья и Волжско-Камского края (Лукин и др., 1981; Кузнецов В. Алексеевич, 2005). Основу ихтиофауны озера (рис. 1) составляют представители двух фаунистических комплексов: бореальный равнинный (БР), представленный 11 видами (обыкновенный и серебряный караси, обыкновенный пескарь, язь, елец, плотва, озёрный голянь, линь, обыкновенная щиповка, щука, окунь); понто-каспийский пресноводный (П-КП), насчитывающий 5 видов рыб (лещ, густера, уклейка, верховка, красноперка). Остальные комплексы, амфибореальный (АФ) (верхнетретичный) и бореальный предгорный (БП), содержат по одному виду рыб – вьюн и усатый голец соответственно.

В формировании обилия видов наблюдается незначительное выравнивание (по сравнению с 1994-1997 гг.) индексов доминирования (Berger-Parker) = 0.379 и

видового разнообразия ($H'=1.994$), что свидетельствует о достаточно значимой роли доминирующих видов в ихтиоценозе озера (в нашем случае – плотвы и окуня).

Таблица 1. Видовой состав и соотношение (%) рыб оз. Раифское в разные годы

Виды рыб	Годы исследования		
	1988-1989 ¹	1994-1997 ²	2009, 2011-2012 ³
Класс Лучепёрые – Actinopterygii			
Отдел Костистые рыбы – Teleostei			
Отряд Карпообразные – Cypriniformes			
Семейство Карповые – Cyprinidae			
Обыкновенный карась – <i>Carassius carassius</i>	+	21.3	–
Серебряный карась – <i>Carassius gibelio</i>	–	–	3.2
Обыкновенный пескарь – <i>Gobio gobio</i>	+	+*	1.0
Лещ – <i>Abramis brama</i>	+	+*	4.8
Густера – <i>Blicca bjoerkna</i>	+	+*	–
Уклейка – <i>Alburnus alburnus</i>	+	3.5	1.0
Обыкновенная верховка – <i>Leucaspis delineatus</i>	+	30.0	5.4
Язь – <i>Leuciscus idus</i>	+	1.4	2.2
Обыкновенный елец – <i>Leuciscus leuciscus</i>	–	–	2,2
Обыкновенная плотва – <i>Rutilus rutilus</i>	+	12.7	37.9
Обыкновенная краснопёрка – <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	–	–	1.3
Озёрный голянь – <i>Phoxinus (Eupallasella) percnurus</i>	–	–	3.2
Линь – <i>Tinca tinca</i>	–	7.8	2.2
Семейство вьюновые – Cobitidae			
Обыкновенная щиповка – <i>Cobitis taenia</i>	–	8.5	4.4
Вьюн – <i>Misgurnus fossilis</i>	–	9.9	0.3
Семейство Балиторы – Balitoridae			
Усатый голец – <i>Barbatula barbatula</i>	–	–	1.9
Отряд Щукообразные – Esociformes.			
Семейство Щуковые – Esocidae			
Обыкновенная щука – <i>Esox lucius</i>	+	2.8	3.8
Отряд Окунеобразные – Perciformes			
Семейство Окуневые – Percidae			
Речной окунь – <i>Perca fluviatilis</i>	+	2.1	25.2
Всего видов: 18	10	13	16
<i>n</i>	–	141	314
Индекс Шеннона (H')	–	1.948	1.994
Индекс доминирования Бергера-Паркера	–	0.300	0.379
Индекс выравненности Пиелоу (e)	–	0.846	0.719

Примечание. * – В 1997-2001 гг. указанные виды отмечались в оз. Раифское; в 2001 г. лещ отлавливался и в оз. Белое, расположенном еще выше по течению р. Сумки (Кузнецов, Бортяков, 2002, *Прим. ред.* С. 83); 1988-1989¹ – Валеев и др., 1991; 1994-1997² – Кузнецов, Бортяков, 2002; 2009, 2011-2012³ – наши данные.

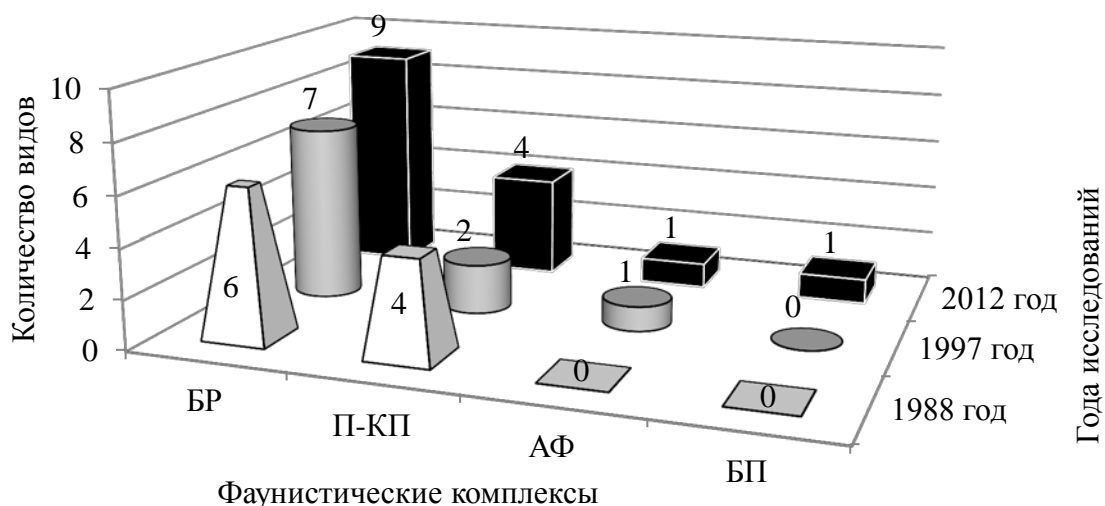


Рис. 1. Изменения в видовом составе рыб оз. Раифское по фаунистическим комплексам (в разные годы исследований)

Результаты предыдущих исследователей (Кузнецов, Бортяков, 2002) показывают, что распределение обилия среди видов ихтиофауны немного равномернее (индекс Бергера-Паркера = 0.3; $H' = 1.948$), несмотря на меньшее число видов, чем в 2009, 2011-2012 гг. Таким образом, структура рыбного сообщества оз. Раифского в 1994-1997 гг. (Кузнецов, Бортяков, 2002), несмотря на меньшее видовое разнообразие, имела более выровненную структуру ($e = 0.846$; $e = 0.719$) сообщества рыб, чем в 2009, 2011 и 2012 гг.

При сравнении видовых списков рыб 1988-1989 гг. исследований с 1994-1997 гг. значение индекса видового сходства равно 0.769 (табл. 2), что свидетельствует о незначительных отличиях в видовом составе рыб; обнаружено 3 новых вида (линь, щиповка, вьюн) при 10 общих.

Таблица 2. Значения видового сходства Жаккара

Годы исследований	1994–1997	2009, 2011–2012
1988–1989	0.769	0.470
1994–1997	*	0.611

Значения индекса Жаккара при сравнении 1994-1997 гг. с 2009 и 2011-2012 гг. исследований, приобретают меньшее значение, равное 0.611, что характеризует значимые изменения в видовом составе рыб; выявлено 5 новых видов (серебряный карась, елец, краснопёрка, озёрный гольян, голец) при отсутствии 2 ранее обитавших

(обыкновенного карася, густеры) и 11 общих. Сопоставляя данные 1988-1989 гг., 2009 и 2011-2012 гг., можно отметить, что значение индекса Жаккара принимает минимальное значение. Произошла смена более половины видового состава в ихтиоценозе озера; обнаружено 8 новых видов (серебряный карась, елец, краснопёрка, озёрный голянь, линь, щиповка, вьюн, голец) при отсутствии 2 ранее обитавших (обыкновенного карася и густеры) и 8 общих. Таким образом, за 25-летний период комплекс ихтиофауны существенно изменился с появлением 8 новых и выпадением из состава 2 видов.

Исследования 1988-1989 гг. показали, что состав ихтиофауны оз. Раифского по принадлежности к фаунистическим комплексам состоял из представителей двух фаунистических групп, с преобладанием по числу видов бореально-равнинного над понто-каспийским пресноводным. Анализ соотношения различных видов рыб в сообществе по экологическим гильдиям демонстрирует значительное преобладание по количеству видов: по местам обитания – эвритопных, по расположению мест нерестилищ – эвритопных, с некоторым отставанием – лимнофильных видов рыб (рис. 2, 3).

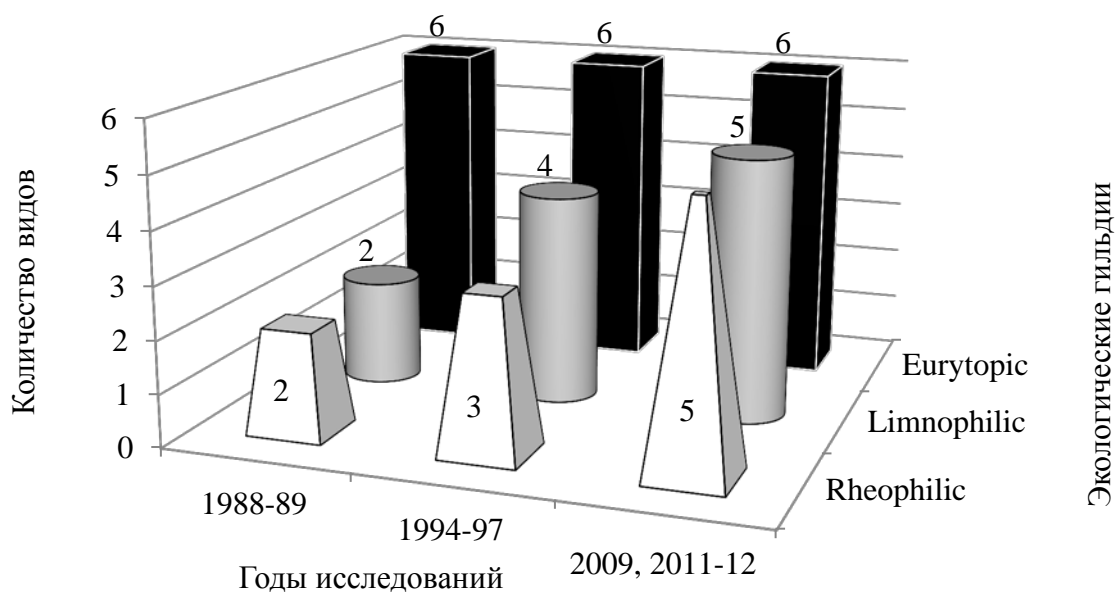


Рис. 2. Отношение рыб к биотопическому распределению (местам обитания).

Rheophilic (Реофилы) – виды рыб, предпочитающие зоны с речным характером; Limnophilic (Лимнофилы) – виды рыб, предпочитающие места обитания озёрного типа; Eurytopic (Эвритопы) – виды рыб, обитающие в разнообразных условиях среды

Исследования показали, что состав ихтиофауны оз. Раифское в 1994–1997 гг. по принадлежности к фаунистическим комплексам состоял из представителей 3 фаунистических групп; значительно преобладал по числу видов бореальный равнинный комплекс над понто-каспийским пресноводным и амфибореальным. Анализ соотношения различных видов рыб в сообществе по экологическим гильдиям демонстрирует значительное преобладание по количеству видов: по местам обитания – эвритопных с небольшим отставанием – лимнофильных, по расположению мест нерестилищ наблюдается та же картина.

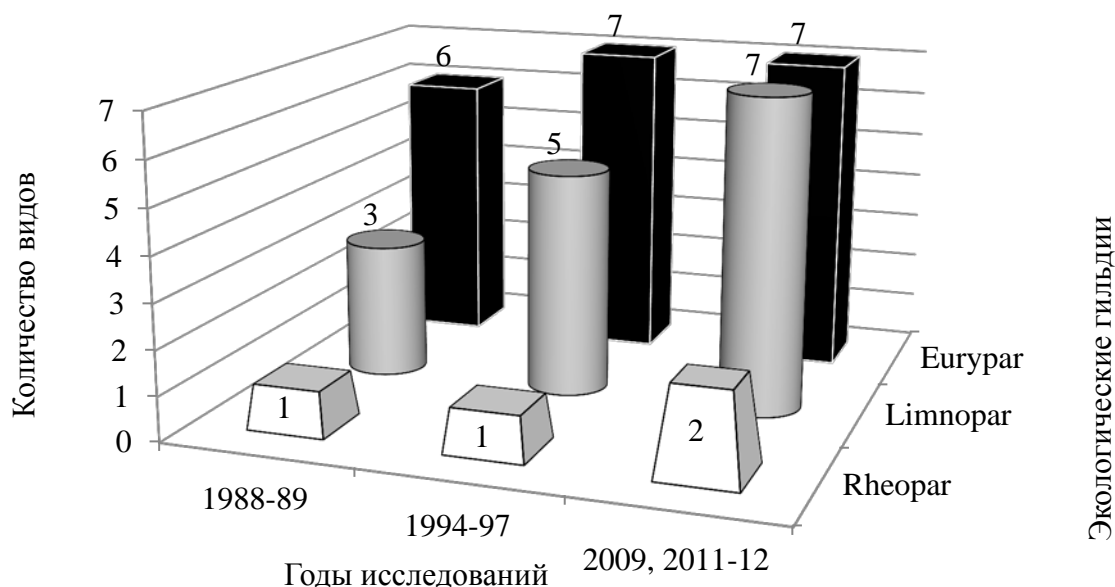


Рис. 3. Отношение рыб к местам расположения нерестилищ.

Rheopar (Реопар) – виды рыб, нерестилища которых располагаются в местах с речным режимом; Limnopar (Лимнопар) – виды рыб, нерестилища которых располагаются в местах озёрного типа; Eurypar (Эврипар) – виды рыб, использующие разнообразные места для нереста (как в местах с речным режимом, так и в заливах озёрного типа).

В 2009, 2011–2012 гг. состав ихтиофауны оз. Раифское по принадлежности к фаунистическим комплексам состоял из представителей 4 фаунистических групп, с преобладанием по числу видов бореального равнинного комплекса, ему значительно уступали понто-каспийский пресноводный, амфибореальный и бореальный предгорный. Анализ соотношения различных видов рыб в сообществе по экологическим гильдиям демонстрирует выравнивание значений по местам обитания – эвритопных, лимнофильных и реофильных видов. По расположению мест

нерестилищ наблюдается выравненность значений эвритопных и лимнофильных видов с резким преобладанием над реофильными.

Особый интерес вызывает отлов десяти экземпляров *Phoxinus (Eupallasella) percnurus* – озерного гольяна. В настоящее время *Phoxinus percnurus* s.l. требует ревизии (Богущая, Насека, 2004), нынешнее название *Phoxinus (Eupallasella) percnurus* (Pallas, 1814) – озерный гольян. Как подвид (возможно, является отдельным видом (Богущая, Насека, 2004)) выделяется *Phoxinus stagnalis* Warpachowski, 1886 – Средневожский озёрный гольян, описанный как новый вид Варпаховским Н.А. (1886). Средневожский озёрный гольян встречается в бассейне Средней Волги в пределах Владимирской, Нижегородской областей, Мордовии и Татарстана (Берг, 1912, 1949; Кузнецов В. Александрович, 2005). В пределах современной территории РТ конкретных указаний на места обитания озёрного гольяна не имеется (Лукин и др., 1981; Кузнецов В. Алексеевич, 2005). Таким образом, находка озерного гольяна является уникальным случаем для РТ. Данная точка является первым конкретным указанием места обитания озёрного гольяна в современных границах Татарстана, что, несомненно, повышает статус ВКГПБЗ как резервата сохранения редких и исчезающих видов. Очевидно, что озёрный гольян является редким видом для нашего края, и необходимо это учесть при издании следующего выпуска Красной Книги РТ.

Заключение

Современная ихтиологическая фауна оз. Раифское, расположенного на территории ВКГПБЗ, насчитывает 16 видов, относящихся к 3 отрядам и 5 семействам. В основном, представленные виды рыб принадлежат к бореальному равнинному (9 видов) и понто-каспийскому пресноводному (4 вида) фаунистическим комплексам, т.е. формируются наиболее распространенными видами рыб равнинных водоемов Средней Волги. Представители амфибореального и бореального предгорного фаунистических комплексов существенного вклада не вносят, как по числу видов, так и по их доле в ихтиоценозе озера.

Настоящее исследование показало более высокое видовое разнообразие ихтиофауны оз. Раифское по сравнению с исследованиями, выполненными в конце XX века, и менее сбалансированную структуру сообщества рыб. Выявлено 5 видов рыб, не отмечавшихся ранее – серебряный карась (*Carassius gibelio*), елец (*Leuciscus leuciscus*), краснопёрка (*Scardinius erythrophthalmus*), озерный гольян (*Phoxinus*

(*Eupallasella percnurus*), усатый голец (*Barbatula barbatula*), не обнаружены такие виды как обыкновенный карась (*Carassius carassius*) и густера (*Blicca bjoerkna*). Таким образом, за 25-летний период произошло существенное изменение ихтиологического комплекса Раифского озера.

По преобладанию в сообществе определённых видов рыб можно судить о состоянии водоема. Структура ихтиоценоза оз. Раифского относительно в равной степени состоит из эвритопных, лимнофильных и реофильных видов рыб (37% / 31.5% / 31.5%) по биотопическому предпочтению, с другой стороны по местам расположения нерестилищ основную долю рыб составляют эвритопные и лимнофильные виды (87.5%). Все выявленные виды рыб оз. Раифское имеют весенний и весенне-летний периоды нереста. По нерестовому субстрату, в озере преобладают фитофильные (63%) и фитолиитофильные (32%) виды рыб. В основном они относятся к видам, которые мечут икру на мелководных участках, в зарослях водной растительности, или в сочетании с песчаным, песчано-каменистым дном.

За последние 25 лет в составе ихтиофауны оз. Раифское наблюдались значительные изменения, выразившиеся в кардинальной смене доминирующих и появлением новых видов.

Список литературы

1. Берг Л.С. Фауна России и сопредельных стран. Рыбы (Marsipobranchii и Pisces). Т. 3. Ostariophysii. Вып. 1. СПб. 1912: Изд-во Императ. академии наук, 336 с.
2. Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран: в 3 ч. 4-е изд. М.-Л., Ч. 2. 1949. 456 с.
3. Богуцкая Н.Г., Насека А.М. Каталог бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2004. 389 с.
4. Бортяков А.В. Современное состояние ихтиофауны Волжско-Камского заповедника и меры по ее охране // Первый конгресс ихтиологов России: Тез. докл. М.: Изд-во ВНИРО, 1997. С. 141-142.
5. Валеев В.С., Сайфуллин Р.Р., Шарифуллин Ф.М. Состояние ихтиофауны водоемов Волжско-Камского государственного заповедника // Тр. IV Поволж. конф. «Проблема охраны вод и рыбных ресурсов» (9-15 апр. 1990 г.), т. 2, секц. 2, 3. Изд-во Казан. ун-та, 1991. С. 3-7.

6. Варпаховский Н. Очерк ихтиологической фауны Казанской губернии // Приложение к ЛII тому записок импер. академии наук. № 3. СПб. 1886. 70 с.
7. Гаранин В.И. Материалы по истории зоологических исследований на территории Волжско-Камского заповедника // Труды Волжско-Камского государственного природного заповедника. Выпуск 5 / Под общ. ред. О.В. Бакина и Ю.А. Горшкова. Казань, 2002. С. 214-219.
8. Кузнецов В.Александрович. Гольян озёрный *Phoxinus phoxinus* (Pal.) // Красная книга Республики Мордовия. Т. 2. Животные. Саранск: Мордов. кн. изд-во, 2005. С. 158.
9. Кузнецов В.Алексеевич. Рыбы Волжско-Камского края. Казань, 2005. 208 с.
10. Кузнецов В.А., Бортяков А.В. Видовое разнообразие и изменение состава ихтиофауны Волжско-Камского заповедника и его охранной зоны // Ibid. 81-90.
11. Лебедева Н.В., Дроздов Н.Н., Криволицкий Д.А. Биоразнообразие и методы его оценки: Учебное пособие. М.: Изд-во Москов. ун-та, 1999. 95 с.
12. Летопись природы ВКГПЗ. Книга 49, 2011 г. Отпечатано в научном отделе ВКГПЗ, пос. Садовый, 2012. С. 109–111, 131.
13. Летопись природы ВКГПЗ. Книга. 50, 2012. Отпечатано в научном отделе ВКГПЗ, пос. Садовый, 2013. С. 216-220.
14. Лукин А.В., Кузнецов В.А., Смирнов Г.М. Рыбы Среднего Поволжья и методы их изучения. Казань: Изд-во Казан. ун-та., 1981. 102 с.
15. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение / Пер. с англ. М.: Мир. 1992. 184 с.
16. Никольский Г.В. Экология рыб. М.: «Высшая школа». 1963. 368 с.
17. Раифская Богородицкая пустынь Казанской епархии. Историческое описание, составленное Протоиереем Евфимием Маловым. Издание Раифской пустыни. Казань. 1880. С. 135.
18. Тайсин А.С., Унковская Е.Н. История изучения поверхностных вод Волжско-Камского государственного заповедника // История гидробиологических исследований в Республике Татарстан. Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1996. С. 51-58.

19. Coad B.W. Expedition Field Techniques Fishes. Published by Geography Outdoors: the centre supporting field research, exploration and outdoor learning Royal Geographical Society with IBG, London. 1998. 102 p.
20. Holzer S. European Fish Species: Taxa and Guilds Classification Regarding Fish-Based Assessment Methods / Diplomarbeit zur Erlangung des Akademischen Grades Magistra der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.) an der Fakultät für Lebenswissenschaftender Universität Wien. Wien. 2008. 195 p.
21. Matthews W.J. Patterns in Freshwater Fish Ecology. Chapman and Hall, New York, 1998. 757 p.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПОЧВ ЛЕСОПАРКОВЫХ ЗОН ГОРОДА КАЗАНИ НА СОДЕРЖАНИЕ НИТРАТОВ И МИКРОМИЦЕТОВ

Нуриева А.Ф., студент

E-mail: naf9212@mail.ru

Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань

Аннотация

В статье на основе результатов проведенных лабораторных исследований показаны количественное содержание азота в почве в форме нитратов; наличие и родовая принадлежность микроскопических грибов в почвах лесопарковых зон города Казань. Установлена прямая зависимость содержания азота в форме нитратов и микромицет в почве.

Ключевые слова: микроскопические грибы, микотоксины, азот в форме нитратов, почвы, колониеобразующие единицы.

Введение

Защита окружающей среды предполагает постоянный аналитический контроль (мониторинг) разных природных объектов (воздуха, воды, почвы, растений, пищевых продуктов, сельскохозяйственной продукции, кормов для животных), который направлен на получение объективной информации о содержании вредных компонентов в окружающей среде. Степень ответственности при проведении анализа объектов окружающей среды очень велика. Неверно определенная степень экологических нагрузок на природные системы при регулировании их качества может вызвать геохимические и геофизические изменения: закисление природных вод кислотными дождями, загрязнение Мирового океана, нарушение озонового слоя. Стремительный рост числа публикаций об увеличении концентрации нитратов в почвах, водах, продуктах растениеводства, недостаточно критический анализ нитратов или отсутствие такового вообще породили как массу спекулятивных гипотез о причинах и последствиях негативного влияния нитратов, так и не совсем объективных и научно обоснованных предположений о нитратной проблеме и ее решении. Проблема нитратного загрязнения приобретает все большую актуальность,

поскольку постоянно возрастает как количество, так и скорость круговорота нитратного азота в окружающей среде, растет его воздействие на природные системы, человека и животных (Соколов и др., 1988).

Важнейшие компоненты почвы — микроскопические растения и животные, обитающие в ней в огромном количестве и принимающие участие в ряде основных превращений веществ, которые совершаются в почве (Тахтаджян, 1974). Почвообразовательные процессы, протекающие в природе, в значительной степени обусловлены жизнедеятельностью микроорганизмов из мира растений (бактерий, актиномицетов и микроскопических грибов). В любой почве земного шара обитает масса этих микроорганизмов, в том числе и почвенные микроскопические грибы. В одном г почвы насчитывают от нескольких тысяч до сотен тысяч зародышей микромицет. Многочисленные микологические анализы разных типов почв показали, что сообщества микроскопических грибов в них существенно различаются (Якимец, Еремеева, 2007; Марфенина и др., 1996).

Изучение разнообразия микромицет очень важно, поскольку именно они играют значительную роль в разложении растительных и животных остатков в почве, т.е. осуществляют минерализацию разнообразных органических веществ. Грибы разрушают не только простые органические соединения, но и весьма сложные по химическому строению вещества, с трудом поддающихся распаду под воздействием других почвенных микроорганизмов (например, бактерий и актиномицетов). Не менее велика роль микроскопических грибов в разрушении почвенного перегноя. Однако некоторые группы почвенных грибов принимают участие в образовании таких веществ, из которых синтезируется гумус. Среди почвенных микроскопических грибов имеется большое число и таких, которые способны в процессе жизнедеятельности синтезировать весьма сложные органические соединения — антибиотики, оказывающие губительные воздействия на бактерии и другие микроорганизмы. Также известно, о способности микромицет к разрушению таких сложных и токсичных веществ как пестициды (Колупаев и др., 2009; Ашихмина и др., 2010).

В настоящее время отмечают возросшую роль микроскопических грибов в патологии человека, при этом отчетливо обозначилась тенденция увеличения поражений, вызываемых токсинообразующими микромицетами, которые

представляют собой обширную и гетерогенную группу микроскопических грибов, отличающихся по морфологическим признакам, способам размножения и питания, циклам развития и местообитания, а также по степени патологического воздействия на организм человека и животных.

Образование микроскопическими грибами токсинов – разнообразных по химическому строению видоспецифических метаболитов, обладающих токсигенными свойствами, осуществляется грибами разных видов различными путями. Знание отличий между представителями различных видов грибов и их точная идентификация, необходимые для диагностики заболеваний, имеют немаловажное значение при изучении теоретических и прикладных вопросов микотоксикологии – науки, одним из основных направлений которой является изучение таксономии, экологии и физиологии грибов, вызывающих микотоксикозы (Рыбальченко, 2004).

Биологическая активность микроскопических грибов очень значительна и обусловлена не только способностью образовывать плодородные почвы, но и способствуют самоочищению и самовосстановлению почв после антропогенного воздействия.

Материалы и методы

Материалами исследования были пробы, отобранные с поверхностного горизонта почвы (1.5-2.0 см). Почвы отбирались из лесопарковых зон города Казань. Всего отобрано 8 проб в направлении с юго-запада на северо-восток. Точки отбора проб: сквер у железнодорожного вокзала (1), перекресток улиц Правобулачная и К.Наджми (2), Ленинский сад (3), Лядский сад (4), Парк им.Горького (5), лесонасаждения на улице 8 марта (6), возле компании «КАН авто» (7), в пос. Нагорный (8).

Определение нитрат-ионов проводили ионометрически по ГОСТ 26951-86. К 20 г почвы добавили 50 мл алюмокалиевых квасцов и инкубировали 1 сут. После того как откалибровали прибор по стандартным растворам, приступали к измерению pC_{NO_3} . Массовую долю азота нитратов в почве определили по таблице пересчета pC_{NO_3} в массовую долю азота нитратов в почве (ГОСТ 26951-86, 1986).

Выделение микроскопических грибов проводили методом посева разведенного образца (в объеме 0.3 мл) на питательные среды Чапека и сусло-агар. Анализ

проводили трехкратно. Общее число колониеобразующих единиц (КОЕ) рассчитывали по формуле:

$$\text{КОЕ} = (a+a') \cdot b/c,$$

где: $a+a'$ – сумма колоний с каждой чашки Петри; b – разведение образца; c – сумма нанесенного инокулята во всех повторностях.

Для идентификации грибов использовали традиционные определители (Литвинов, 1967).

Результаты и их обсуждение

В ходе работы нами было установлено, что среднее значение содержания нитратов в почве составляет 14.8 мг/кг. При этом минимальное значение (3.3 мг/кг) отмечено в точке пробоотбора возле компании «КАН авто», а максимальное (34.7 мг/кг) – в Лядском саду. Эти значения не превышают ПДК, равную 130 мг/кг (ГН 2.1.7.2041-06, 2006). Результаты определения содержания нитратов в почве представлены в таблице 1.

Таблица 1. Содержание нитратов в почве

№ пробы	Содержание азота в форме нитратов, мг/кг
1	12.3±0.7
2	22.4±0.5
3	16.2±0.6
4	34.7±0.8
5	15.9±0.6
6	4.0±0.5
7	3.3±0.3
8	9.3±0.4

В результате исследования выявлены небольшие различия по общему содержанию КОЕ микромицет в восьми взятых образцах почв. Численность КОЕ грибов во всех образцах составляла 7×10^3 - 12.5×10^4 на среде Чапека и 3.3×10^3 - 23.7×10^4 на среде сусло-агар. Наибольшее количество КОЕ/г наблюдалось в Лядском саду на обеих питательных средах (табл. 2).

Из восьми образцов почв, взятых в различных районах города, выделено и идентифицировано 7 родов микроскопических грибов. Самыми распространенными в исследуемых почвенных образцах являлись представители рода *Penicillium*, составлявшие 33.3% общего числа выделенных изолятов. В то время как представители родов *Trichoderma* и *Gliocladium* в сумме составляли 33.3% общего

числа выделенных изолятов, 25% из них приходились на роды *Aspergillus* и *Alternaria*, оставшиеся 8.4 % – на *Rizopus* и *Fusarium*.

Таблица 2. Общее количество колониеобразующих единиц в образцах, выселенных на две питательные среды

Образцы	КОЕ/г почвы	
	Среда Чапека	Среда сусло-агар
1	2.5×10^4	5.0×10^4
2	2.0×10^4	2.3×10^4
3	5.7×10^4	6.8×10^4
4	12.5×10^4	23.7×10^4
5	2.2×10^4	2.3×10^4
6	2.7×10^4	1.5×10^4
7	7.0×10^3	3.3×10^3
8	3.2×10^4	3.5×10^4

Среди выделенных изолятов высоким видовым разнообразием обладал род *Aspergillus*. Идентифицировано 3 наиболее часто встречаемых во всех биоценозах представителя рода – *A. fumigates*, *A. flavus*, *A. ochraceus*.

Сопоставляя результаты двух исследований можно заметить, что содержание нитратов и количество КОЕ микромицетов, имеют определенную взаимосвязь. Корреляционный анализ показал, что эти значения имеют определенную зависимость друг от друга (коэффициент корреляции для КОЕ на среде Чапека составляет 0.54, а на среде сусло-агар – 0.79). В образце почвы № 4 (Лядский сад), где содержание азота в форме нитратов максимальное, число КОЕ было наибольшим; в образце № 7 (возле компании «КАН авто»), наоборот, наблюдалось минимальное содержание азота, и КОЕ.

Выводы

1. Впервые было изучено содержание микромицет и содержание азота в форме нитратов в почвах лесопарковых зон г. Казани.
2. Выявлено присутствие в пробах почв микромицет родов: *Alternaria*, *Gliocladium*, *Penicillium*, *Aspergillus*, *Rizopus*, *Fusarium* и *Trichoderma*.
3. Максимальное количество азота в форме нитратов и значение КОЕ грибов отмечено для Лядского сада, минимальное – в районе компании «КАН авто».
5. Выявлена прямая зависимость содержания азота в форме нитратов и КОЕ микромицет в почве.

Автор выражает благодарность своим научным руководителям: старшему преподавателю кафедры прикладной экологии К(П)ФУ, Э.А. Шуралеву и с.н.с. лаборатории микотоксинов Федерального центра токсикологической, радиационной и биологической безопасности Л.Р. Валиуллину за оказанную помощь в проведении данных исследований.

Список литературы

1. Ашихмина Т.Я., Колупаев А.В., Широких А.А. Биотрансформация пестицидов в наземных экосистемах (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 2. С. 4-12.
2. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Нормативные документы [Электронный ресурс]. Режим доступа: http://snipov.net/c_4655_snip_110042.html, свободный. [Дата обращения: 04.03.2014].
3. ГОСТ 26951-86. Почвы. Определение нитратов ионометрическим методом. Нормативные документы. М.: Изд-во Стандартов. 1986. 8 с.
4. Колупаев А.В., Ашихмина Т.Я., Широких И.Г. Реакция почвенных микромицетов на пестицидное загрязнение // Иммунология, аллергология, инфектология. 2009. № 2. С. 50-51.
5. Литвинов М.А. Определитель микроскопических почвенных грибов // Изд-во «Наука», Ленингр. отд., 1967. 303 с.
6. Марфенина О.Е., Каравайко Н.М., Иванова А.Е. Особенности комплексов микроскопических грибов урбанизированных территорий // Микробиология. 1996. Т. 65, № 1. С. 119-124.
7. Рыбальченко О.В. Токсинообразующие микроскопические грибы // Зооиндустрия. 2004. № 4. С. 9-10.
8. Соколов О.А., Семёнов В.М., Агаев В.А. Нитраты в окружающей среде. Пущино: ОНТИ НЦБН АН СССР, 1988. 303 с.
9. Тахтаджян А.Л. Жизнь растений: в 6-ти томах / Под ред. А.Л. Тахтаджяна, гл. ред., чл.-кор. АН СССР, проф. А.А. Федоров. М.: Просвещение, 1974. 181 с.
10. Якимец М.В., Еремеева С.В. Биоразнообразие микроскопических грибов почв Нижнего Поволжья // Вестник Астраханского гос. техн. ун-та. 2007. № 4. С. 125-127.

**СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ТРОФИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ
ПОЧВОБИТАЮЩИХ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ
ТРЕУГОЛЬНЫХ ДИАГРАММ**

Сабанцев Д.Н., младший научный сотрудник

E-mail: sabantsev.ipen@gmail.com

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

При помощи метода треугольных диаграмм, впервые применяемого для обработки почвенно-зоологического материала, выявлены отличия между трофической структурой мезофауны почв в биотопах с разной степенью антропогенной нагрузки и хозяйственной освоенности. Отмечено положительное влияние ограничения хозяйственной деятельности человека на сапрофильный комплекс почвы.

Ключевые слова: треугольные диаграммы, почвенная мезофауна, трофические группы.

Введение

Каждое биологическое сообщество в природе характеризуется определенной трофической структурой, которая может изменяться по мере приспособления биотических компонентов экосистемы к хроническим нарушениям (Одум, 1986). Функциональный статус любого вида животного определяется его трофической специализацией. Только знание способа питания каждого обнаруженного вида позволяет получить целостную картину потока веществ и энергии в экосистеме. Однако ввиду большого количества материала, таксономическое определение сопряжено с трудностями. Поэтому зачастую прибегают к тому, что идентифицируют почвенных беспозвоночных до крупных таксонов, таких как класс, отряд, семейство (Trube, 2010).

Анализ литературы позволил выявить множество способов рассмотрения трофической структуры почвенной мезофауны. Одни из авторов выделяют три трофогруппы (Ганин, 2011), другие – четыре (Криволицкий, 1985, 1994), третьи –

восемь (Грюнталь, 2011). Варианты деления на трофические группы у различных авторов также весьма непохожие. По причине большого разнообразия типов питания внутри некоторых крупных таксонов возникают некоторые противоречия. Так, щелкунов часто относят к полифагам (Грюнталь, 2011). Это может быть связано с тем, что в местах исследования обнаруживаются в основном типично лесные виды, такие как *Athous subfuscus* (Mull.). В материалах наших исследований большую часть составляют растительноядные личинки жуков щелкунов. Некоторые авторы также относят их к группе фитофагов (Стриганова, 2006; Логинова, Якушкина, 2008; Ганин, 2011).

Цель настоящей работы – показать возможность использования треугольных диаграмм для сравнительной оценки почвенной мезофауны в биотопах с различной степенью антропогенной нагрузки.

Материалы и методы

Исследования проводили на территории лесных и луговых биотопов в различных физико-географических провинциях Республики Татарстан, а также на территории г. Казани. Описание изучаемых объектов представлены в предыдущих работах (Сабанцев и др., 2007; Александрова и др., 2008; Сабанцев, 2010, 2013). Материал был собран с использованием стандартной почвенно-зоологической методики (Гиляров, 1965). Статистическую обработку материала проводили при помощи программы PAST Ver. 1.93 (Hammer et al., 2009).

С учетом данных разных авторов мы определили следующую структуру. Сапрофагами являются дождевые черви, мокрицы кивсяки, тараканы, мертвоеды, навозники, катопиды и двукрылые. К фитофагам отнесены моллюски, уховертки, цикады, чернотелки, пластинчатоусые, щелкуны, листоеды, долгоносики, чешуекрылые и перепончатокрылые. Группу хищников представляют пауки, сенокосцы, геофилы, литобииды, сетчатокрылые, жужелицы, плавунцы, карапузики, стафилины, мягкотелки, коровки.

Для сравнения различных биотопов между собой использовали соотношение трех основных групп почвенной мезофауны путем построения треугольных диаграмм. Этот метод также называют: «*Ternary graph*», «*Triangle plot*», или «*Simplex plot*». Используется он в минералогии, металлургии, петрологии и химии. В популяционной генетике он известен под названием «*De Finetti diagram*» и

используется для отображения частот генотипов в популяции. Метод треугольных диаграмм основан на использовании свойств правильного треугольника и теоремы Вивиани. Она гласит, что в равностороннем треугольнике сумма расстояний от произвольной точки до сторон равна высоте.

Диаграмма «*Ternary plot*» представляет собой правильный треугольник, в котором каждая из сторон соответствует нулевому значению одного из трех признаков анализируемого объекта. Вершина, лежащая напротив, отображает сто процентное значение данного признака. В нашем случае в качестве такового использовалась доля той или иной трофической группы от общего количества почвенных беспозвоночных в процентах. Это позволило применить данный вид диаграммы для сравнения почв различных типов между собой. В силу того, что один таксон может иметь разных по пищевой специализации представителей, проводить подобное сравнение можно в том случае, если разбиение мезофауны на трофические группы во всех случаях происходит по одной и той же схеме.

Результаты и обсуждение

Территории вокруг техногенных объектов разделяют на зоны по степени их загрязнения (Воробейчик, 1994). Поскольку антропогенное вмешательство, так или иначе, сказывается на сообществе мезофауны почв, в разных зонах соотношение трофических групп должно быть неодинаковым. По литературным данным на фоновой территории сапрофаги доминируют и составляют 40-60% общей численности мезофауны, фитофаги – 15-20%, зоофаги – 20-40%. Подобные стандарты есть для буферной зоны, где проявляется влияние промышленного загрязнения, и импактной, где интенсивность загрязнения велика (Воробейчик, 1994).

В соответствии с полученными данными почвы под листовыми лесными биотопами можно считать слабо нарушенными, если их маркер в треугольной диаграмме стоит в верхнем углу. Если же он смещен к правой части треугольника, тогда, скорее всего, биотоп подвергается антропогенному воздействию. Положение маркера в левой части треугольника, может быть вызвано как антропогенным воздействием, так и аридностью биотопа.

Трофическая структура почвенной мезофауны сосняков имеет специфическую картину. Здесь доли сапрофагов и фитофагов часто сходны, что делает такие почвы похожими на раннесукцессионные, формирующиеся на скалах. Группировки

сапрофагов и хищников, имеют почти одинаковый относительный вес в сообществе, что говорит о нестабильности пищевой цепи (Стриганова, 2012). Из литературы известно, что большие рекреационные нагрузки сдвигают баланс трофических групп в сторону преобладания хищных форм за счет уменьшения доли сапрофагов. В засушливых местообитаниях функцию деструкции органики принимают на себя фитофаги (Емец, 2002).

С учетом вышесказанных литературных данных в треугольнике «*Ternary plot*» были очерчены примерные границы соответствующих зон загрязнения. Таким образом, стало возможным отнести исследуемые биотопы, выделенные в г. Казани, к фоновой, буферной и импактной зонам. На рисунке 1 отображены некоторые наиболее показательные примеры. При построении изолиний автор руководствовался не только данными из литературы, но и собственными наблюдениями.

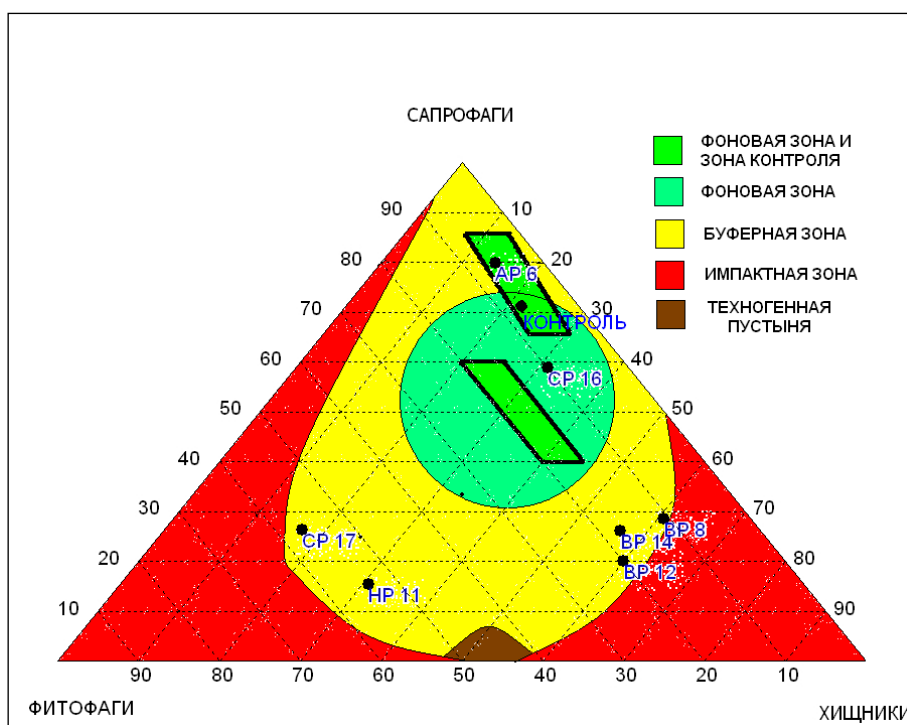


Рис. 1. Сравнение парков г. Казани между собой при помощи метода треугольных диаграмм.

Обозначения: КОНТРОЛЬ – участок леса в пригородной зоне в окрестностях с. Пановка, АР6 – парк «Крылья советов», СР 16 – сквер «Искра», СР 17 – парк в пос. Дербышки, НР 11 – парк «Победы», ВР 8 – «Чеховский парк», ВР 12 – «Парк К. Тинчурина», ВР 14 – Сквер возле кинотеатра «Мир»

В парках соотношение трофогрупп значительно варьирует для разных районов города. Большинство данных соответствует буферной зоне промышленного

загрязнения. Три точки из рекреационной зоны Вахитовского р-на попали в область треугольника отражающую преобладание хищников над сапрофитами. Это можно объяснить высокой рекреационной нагрузкой в исследуемых парках. Также в буферную зону попали точки, соответствующие данным из парка «Победы» и парка в пос. Дербышки. Парк «Крылья Советов» Авиастроительного района соответствует зоне «контроля». Полученные данные можно наносить на карту города, обозначая проблемные территории.

Результаты анализа данных, полученных для лесных ассоциаций, представлены на рисунке 2.

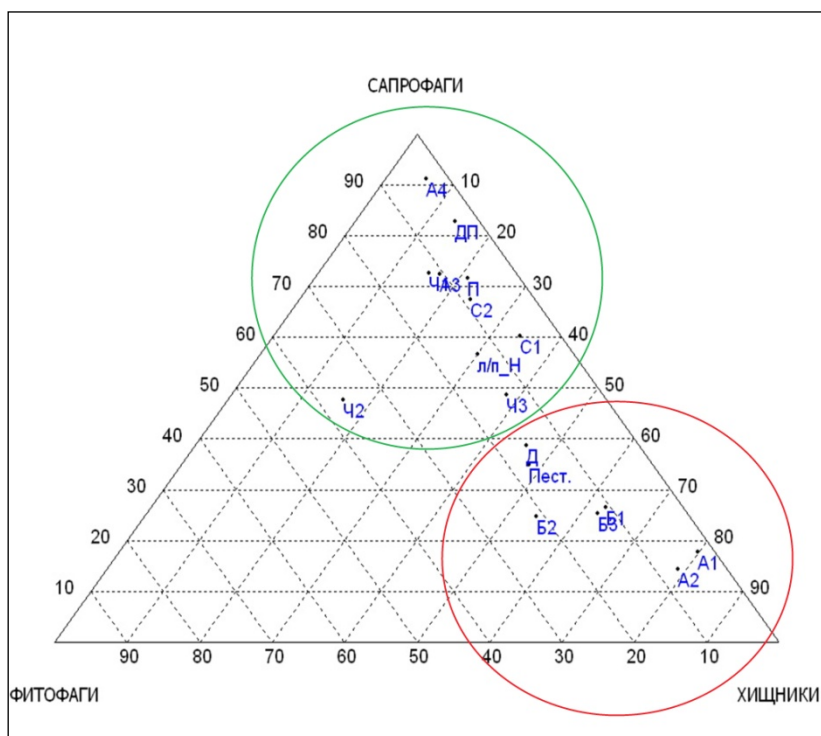


Рис. 2. Треугольная диаграмма, отображающая соотношение трофических групп мезофауны почв лесных биотопов из разных районов Республики Татарстан.

Обозначения: л/пН – Лесопарк «Нагорный», П – лес возле с. Пановка, А1 – сосняк, Арский район, А2 – ельник, Арский район, А3 – березняк, Арский район, А4 – ольшаник, Арский район, Б1 – ПП «Рукотворный лес», Балтасинский район, Б2, Б3 – лес хвойно-широколиственный, Балтасинский район. Ч1 – Ивняк на склоне оврага, ГПЛЗ «Чулпан», Ч2 – склон дубо-липо-осиновый, ГПЛЗ «Чулпан», Ч3 – дубово-липово-кленовый с вязом лес, ГПЛЗ «Чулпан», Пест. – сосняк возле с. Пестрецы, Д – сосняк возле п. Дербышки, ДП – лес лиственный, Долгая Поляна, С1 – Петровский бор, ГПКЗ «Степной», С2 – лес в 1 км. от д. Медведка, ГПКЗ «Степной»

Маркеры, обозначающие хвойные и хвойно-широколиственные леса, располагаются довольно близко друг к другу в части треугольника, соответствующей

преобладанию хищников. Почвы под лиственными лесами, как правило, характеризуются преобладанием сапрофагов, занимая верхнюю часть диаграммы вне зависимости от принадлежности к местоположению. При этом велико сходство между собой биотопов из разных физико-географических провинций.

Построение треугольной диаграммы на основании соотношения трофических групп мезофауны позволило выявить сходство биотопов склона на территории заказника между собой по данному параметру в мае и различия в августе (рис. 3).

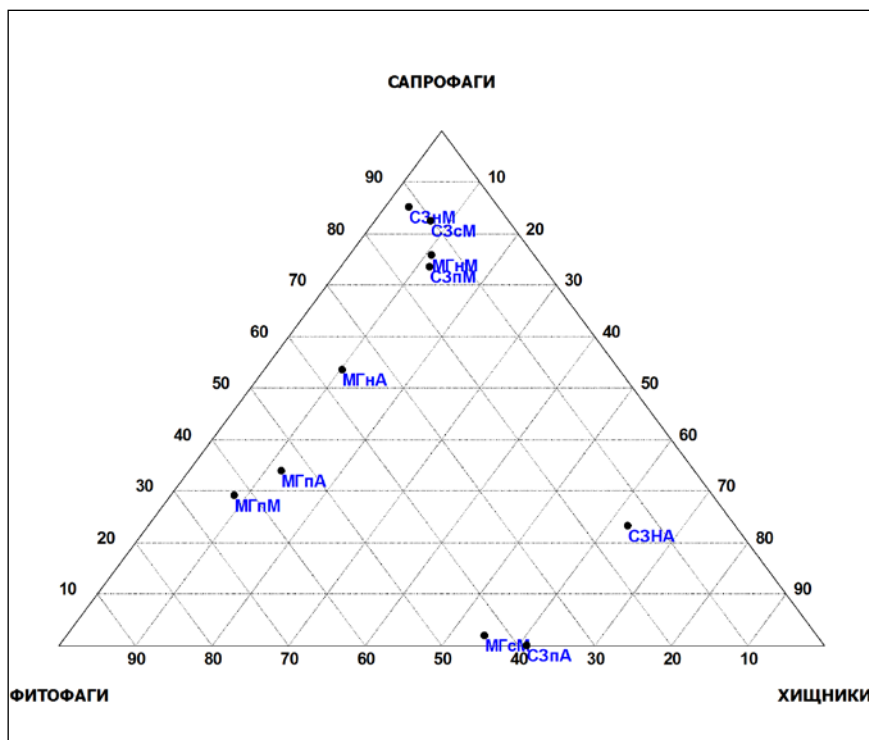


Рис. 3. Треугольная диаграмма, отображающая соотношение трофических групп мезофауны почв на склонах южной экспозиции в ГПКЗ «Степной» и за его пределами.

Обозначения: СЗн – Склон на территории заказника, нижняя часть; СЗс – Склон на территории заказника, средняя часть; СЗп – Склон на территории заказника, верхняя часть; МГн – Склон на прилегающей территории, нижняя часть; МГс – Склон на прилегающей территории, средняя часть; МГп – Склон на прилегающей территории, верхняя часть; Буквы М и А на конце каждого указателя соответствуют маю и августу 2009 г.

Заметно, что маркеры биотопов, расположенных за пределами ООПТ, выбиваются из общего ряда, несмотря на то, что для анализа выбраны однотипные местообитания. В результате уменьшения количества влаги в почве, происходит

увеличение доли фитофагов. Это вполне характерно для луговых ассоциаций, подвергающихся интенсивному выпасу (Шафигуллина и др., 2009).

Заключение

Таким образом, антропогенное воздействие в сочетании с аридными климатическими условиями местообитания может коренным образом изменить групповой состав мезофауны почвы, что показано на примере г. Казани и ГПКЗ «Степной». Кроме того, неоднородность распределения крупных почвенных беспозвоночных может влиять на соотношение трофических групп. Метод треугольных диаграмм позволяет выявить отклонения в структуре сообществ почвенных беспозвоночных, происходящие при воздействии различных факторов на природные экосистемы. В то же время мы считаем, что для выяснения влияния агрегированности почвенной мезофауны на соотношение трофических групп необходим более детальный анализ с привлечением дополнительных данных.

Автор выражает благодарность сотрудникам лаборатории биомониторинга Р.А. Суходольской, Т.А. Гордиенко и А.В. Богданову за помощь в сборе материала.

Список литературы

1. Александрова А.Б., Богданов А.В., Маланин Д.В., Иванов Д.В., Сабанцев Д.Н., Гордиенко Т.А. Почвенно-зоологическая характеристика некоторых биогеоценозов в г. Казани // Проблемы почвенной зоологии: Материалы XV Всероссийского совещания по почвенной зоологии) / Под ред. Б.Р. Стригановой. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 253-254.
2. Гиляров М.С. Зоологический метод диагностики почв. М.: Наука, 1965. 275 с.
3. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 280 с.
4. Ганин Г.Н. Структурно-функциональная организация сообществ мезопедобионтов юга дальнего востока России. Владивосток: Дальнаука, 2011. 380 с.
5. Грюнталь С.Ю. Мезофауна различных типов почв под южнотаежными ельниками (Тверская область) // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1370–1380.
6. Емец В.М. Пространственно-временная динамика разнообразия животного населения почв на рекреационно используемых и заповедных лесных

территориях: (на примере крупных почвенных беспозвоночных Усманского бора) / В.М. Емец; Воронеж: Воронеж. ВГУ, 2002. 151 с.

7. Криволуцкий Д.А., Покаржевский А.Д., Сизова М.Г. Почвенная фауна в кадастре животного мира / Отв. ред. А.Г. Воронов. Ростов н/Д: Изд-во Ростов. ун-та, 1985. 96 с.

8. Криволуцкий, Д. А. Почвенная фауна в экологическом контроле. М.: Наука, 1994. 268 с.

9. Логинова Н.Г., Якушкина М.Н. Население почвенных беспозвоночных (мезофауна) смешанного леса Симкинского лесничества // Принципы и способы сохранения биоразнообразия: материалы III Всероссийской науч. конф. Йошкар-Ола-Пушино, 2008. 674 с.

10. Сабанцев Д.Н. Влияние лесомелиоративных мероприятий на население почвенной мезофауны (мониторинг) // Итоговая научно-образовательная конф. студентов Казан. гос. ун-та 2005 г.: Тезисы докл. Казань: Казан. гос. ун-т, 2005. С. 8.

11. Сабанцев Д.Н. Применение метода треугольных диаграмм для статистической обработки материалов по почвенным беспозвоночным // Первые Международные Беккеровские чтения: Сб. науч. трудов по материалам конф. Волгоград, 2010. Ч. 2. С. 153-155.

12. Сабанцев Д.Н. Личинки жуков-щелкунов в почвах охраняемых и хозяйственно освоенных территорий Республики Татарстан // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2013. Т. 155, кн. 3. С. 174-185.

13. Сабанцев Д.Н., Богданов А.В., Гордиенко Т.А., Шафигуллина С.М. Структура почвенной мезофауны г. Казани и пригородов // Актуальные экологические проблемы Республики Татарстан / Тезисы докл. VII республ. науч. конф. Казань: Отечество, 2007. С. 170-171.

14. Стриганова Б.Р. Системный анализ биоценологических связей в почвенных сообществах / Чтения памяти академика М.С. Гилярова. 1-е чтения – 1 октября 2002 г., г. Йошкар-Ола / Под ред. проф. Б.Р. Стригановой. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. С. 16-38.

15. Стриганова, Б.Р. Сукцессии животного населения почвы в процессе первичного почвообразования // Ранняя колонизация суши / Отв. ред. С.В. Рожнов.

Серия «Гео-биологические процессы в прошлом». Москва, ПИН РАН, 2012. С. 177-195.

16. Шафигуллина С.М., Гордиенко, Т.А., Сабанцев, Д.Н. Результаты почвенно-зоологического обследования степных экосистем на охраняемых природных территориях в Республике Татарстан // Труды Ставропольского отделения русского энтомологического общества: Материалы II международной научно-практической интернет-конференции «Актуальные вопросы энтомологии» (г. Ставрополь, 1 марта 2009 г.). Ставропольский государственный аграрный университет. Ставрополь: АГРУС, 2009. Вып. 5.

17. Одум Ю. Экология: в 2-х т. Т. 1 / Пер. с англ. М.: Мир, 1986. 328 с.

18. Hammer O., Harper D.A.T., Ryan P.D. Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp. Ver. 1.93. [Электронный ресурс]. 2009. Режим доступа: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>, свободный. Проверено 28.01.2014.

19. Turbe´ A, De Toni A, Benito P, Lavelle P, Lavelle P, Ruiz N, Van der Putten WH, Labouze E, Mudgal S. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission. DG Environment, Europe, 2010. P. 128-135.

**ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ
И ТРАВЯНИСТЫХ РАСТЕНИЯХ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ
РЕСПУБЛИКИ ТАТАРСТАН**

Сибгатуллина М.Ш., к.б.н., ученый секретарь, старший научный сотрудник

Марасов А.А., младший научный сотрудник

E-mail: sibmad@list.ru

Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики
Татарстан, г. Казань

Аннотация

В работе установлены существенные различия в содержании микроэлементов в почвах и травянистых растениях лесных экосистем подтаежной и широколиственной ландшафтных подзон Республики Татарстан. Показано, что биологическая активность травянистых растений лесных экосистем в широколиственной подзоне значительно ниже таковой в подтаежной подзоне.

Ключевые слова: микроэлементы, почвы, травянистые растения, лесные экосистемы, биогеохимическая активность видов, подтаежная ландшафтная подзона, широколиственная ландшафтная подзона.

В соответствии с ландшафтным районированием по территории Республики Татарстан проходит граница между бореальной и суббореальной северной семигумидной ландшафтными зонами. Рассмотрению зональных особенностей биогеохимического круговорота посвящено большое количество работ. Однако зонально обусловленные свойства среды, накладываясь на азональные литогенные и геоморфологические условия определенной территории, определяют большое разнообразие природных территориальных комплексов (Сосудистые..., 2000), характеризующихся определенной ландшафтно-экологической спецификой. В связи с этим цель работы – выявление особенностей содержания и распределения микроэлементов в системе почва-растение в лесных экосистемах подтаежной и широколиственной ландшафтных подзон Республики Татарстан.

Материалом для исследования послужили почвы и наиболее распространенные виды растений травянисто-кустарничкового яруса лесных экосистем подтаежной подзоны бореальной ландшафтной зоны и широколиственной подзоны суббореальной северной семигумидной ландшафтной зоны. Отбор проб почв и травянистых растений осуществлялся в лесных фитоценозах на территориях Западно-Казанского (Раифский участок ВКГПБЗ, Зеленодольский район), Шошма-Ашитского (Арский район), Елабужско-Предкамского (Национальный парк «Нижняя Кама»), Волго-Свияжского (Верхнеуслонский район), Волго-Кубнинского (Кайбицкий, Тетюшский районы) ландшафтных районов.

В составе флоры исследуемых биотопов обнаружено 29 видов растений: борец обыкновенный *Aconitum lycoctonum* L., брусника *Vaccinium vitis-idaea* L., ветреничка лютиковая *Anemone ranunculoides* (L.) Holub, вороний глаз четырехлистный *Paris quadrifolia* L., звездчатка дубравная *Stellaria nemorum* L., земляника лесная *Fragaria vesca* L., зимолобка зонтичная *Chimaphila umbellata* (L.) W.Barton, кирказон обыкновенный *Aristolachia clematitis* L., кислица обыкновенная *Oxalis acetosella* L., копытень европейский *Asarum europaeum* L., костяника *Rubus saxatilis* L., кочедыжник женский *Athyrium filix-femina* (L.) Roth, купена многоцветковая *Polygonatum multiflorum* (L.) All., ландыш майский *Convallaria majalis* L., орляк обыкновенный *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, ортилия однобокая *Orthilia secunda* (L.) House, осока волосистая *Carex pilosa* Scop., плаун годичный *Lycopodium annotinum* L., пролесник многолетний *Mercurialis perennis* L., сныть обыкновенная *Aegopodium podagraria* L., хвощ лесной *Equisetum sylvaticum* L., хвощ луговой *Equisetum pratense* Ehrh., черника *Vaccinium myrtillus* L., чина весенняя *Lathyrus vernus* (L.) Bernh., чистотел большой *Chelidonium majus* L., щитовник мужской *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott, мхи дикранум *Dicranum* Hedw., плеврозиум *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., сфагнум *Sphagnum* L.

Номенклатура латинских видов растений дана по С.К. Черепанову (1995). Биологическая повторность в одной пробе – 3-20 экземпляров. Всего проанализировано 110 проб растений и 110 образцов почвы из корнеобитаемого слоя. Минерализацию растительных проб проводили по ГОСТ 30692-2000. В почве определяли влажность, рН водной вытяжки, содержание валовых и подвижных форм микроэлементов, извлекаемых 5М азотной кислотой и ацетатно-аммонийным

буферным раствором с рН 4.8 соответственно (РД 52.18.191-89; РД 52.18.289-90). Концентрации Mn, Fe, Zn, Cu, Cr, Co, Ni, Cd, Pb определяли атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре Aanalyst 400 фирмы Perkin Elmer.

Статистическую обработку данных проводили на базе пакета Statistica 8.0. В качестве критериев сравнения средних между двумя группами сравниваемых показателей использовали критерий Манна-Уитни. Для описания распределения переменных в работе использовались медиана и интерквартильный размах.

Почвенный покров исследованных биотопов лесных экосистем в подтаежной подзоне отличается значительным разнообразием и представлен дерново-подзолистыми, подзолистыми супесчаными, дерново-карбонатными выщелоченными, дерново-карбонатными оподзоленными, серыми лесными и светло-серыми лесными почвами. Почвы исследованных биотопов в лесных экосистемах в широколиственной подзоне представлены дерново-подзолистыми, серыми лесными, светло-серыми лесными, темно-серыми лесными.

Общеизвестно, что критерием обеспеченности растений микроэлементами является содержание их в почве. В таблице 1 приведены концентрации валовых и подвижных форм микроэлементов в почвах исследованных лесных экосистем.

Таблица 1. Содержание валовых (В) и подвижных (П) форм микроэлементов в почвах лесных экосистем в различных ландшафтных подзонах, мг/кг

Ландшафтная подзона	Форма	Mn	Fe	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Cd
Кларк в почвах мира (Виноградов, 1949)		850	38000	50	20	40	8	200	10	0.5
Подтаежная (N=86)	В	643	9074	22.5	4.9	13.1	4.6	9.2	8.4	0.2
	П	207	78	2.8	0.2	0.9	1.0	0.3	1.8	0.1
Широколиственная (N=24)	В	629	7636	61.8	18.5	22.0	9.8	16.0	14.6	0.7
	П	228	24	17.7	0.4	1.4	0.5	0.2	2.5	0.3

Сравнение полученных концентраций с кларками микроэлементов в почвах мира позволило установить фоновую геохимическую специализацию почв лесных экосистем широколиственной подзоны, характеризующуюся повышенным содержанием Zn, Co, Pb и Cd. Данные, приведенные в таблице 1, свидетельствуют о значительном преобладании валовых форм Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Cd и подвижных форм Zn, Cu, Ni ($p < 0.05$) в почвах лесных экосистем широколиственной подзоны. При

этом содержание валовых и подвижных форм Mn оказалось одинаковым в почвах лесных экосистем как в подтаежной так и в широколиственной подзонах. Почвы подтаежной подзоны отличаются повышенным содержанием Fe.

Корреляционный анализ показал, что содержание подвижных форм Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd в почве с увеличением кислотности среды уменьшается, а Fe и Cr – возрастает ($p < 0.05$). Следовательно, повышенное содержание подвижных форм Fe и Cr в почвах подтаежной подзоны, для которых характерна более кислая реакция верхних горизонтов почвы, в сравнении с почвами широколиственной подзоны вполне логично. Установлено, что с увеличением влажности почвы содержание подвижных форм Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd в почвах повышается, а содержание подвижных форм Fe и Cr достоверно снижается ($p < 0.05$). Таким образом, в условиях большей увлажненности почв лесных экосистем в широколиственной подзоне (41%) по сравнению с почвами в подтаежной подзоне (19%) ($p < 0.05$) повышенное содержание ряда подвижных форм микроэлементов в почвах в широколиственной подзоне закономерно.

Наибольшая подвижность (доля подвижных форм микроэлементов от их валовых форм) в почвах характерна для Cd (49%), Mn (35%), Zn (22%) и Pb (19%), наименьшая – для Fe (1%). Сравнительно высокая подвижность Cd и Pb обусловлена нахождением их в почвах в виде легкорастворимых солей. Fe, несмотря на то, что в почвах присутствует в относительно высоких валовых концентрациях, все же является недоступным для организмов вследствие физико-химических свойств почвы. Следует отметить, что подвижность Fe, Ni, Co, Cr достоверно выше в почвах лесных экосистем в подтаежной подзоне, в то время как подвижность Mn, Zn – в широколиственной подзоне.

Дерново-подзолистые, серые лесные и светло-серые лесные почвы в подтаежной и широколиственной подзонах характеризуются неодинаковым содержанием микроэлементов. Так, вышеуказанные типы почв в широколиственной подзоне отличаются вдвое повышенным содержанием валовых форм Zn. Содержание валовых форм Cu в вышеуказанных типах почв в широколиственной подзоне оказалось в 3 раза выше такового в почвах подтаежной подзоны, Ni – в 1.7-2.9 раз, Co – в 1.5-2.4 раз, Cr – в 1.3-2.3 раз, Pb – в 1.4-5 раз, Cd – до 3.5 раз. Содержание Mn и Fe в почвах лесных экосистем в изученных ландшафтных подзонах достаточно

выровнено.

Известно, что на содержание и пространственное распределение микроэлементов в почвах оказывают влияние неодинаковые условия почвообразования, различия в содержании гумуса, гранулометрическом составе и концентрации микроэлементов в почвообразующих породах. Установлена единая тенденция к увеличению концентраций ряда микроэлементов с утяжелением гранулометрического состава для почв разного генезиса, расположенных в разных регионах (Чернова, Груздков, 2006). В однотипных биоклиматических условиях повышенные концентрации органического углерода соответствуют более тяжелому гранулометрическому составу почвы, и наоборот (Чернова, Груздков, 2006). Следовательно, учитывая, что запасы гумуса в почвах южной тайги приблизительно вдвое меньше, чем в широколиственных лесах (Башкин, 2004), различия в содержании микроэлементов в одинаковых типах почв лесных экосистем подтаежной и широколиственной подзон вполне логично.

В результате оценки уровня обеспеченности почв доступными формами микроэлементов для растений по шкале, предложенной А.И. Обуховым (1991), установлено, что почвы широколиственной подзоны отличаются высокой обеспеченностью подвижными формами Zn, Pb и Cd. Для почв подтаежной подзоны характерна низкая обеспеченность подвижными формами Cu. Сравнение значений содержания валовых форм нормируемых элементов (Zn, Cu, Ni, Pb, Cd) с гигиеническими нормативами не выявило превышений ОДК (ГН 2.1.7.2511-09). При этом сравнение содержания подвижных форм исследованных микроэлементов в почвах с гигиеническими нормативами (ГН 2.1.7.2041-06) выявило локальное двукратное превышение ПДК подвижных форм Mn в почвах подтаежной подзоны в Елабужском районе и четырехкратное – в Арском районе. Высокое содержание Mn в почвах некоторых районов республики признано региональной природной ландшафтно-геохимической спецификой.

По результатам анализа микроэлементного состава растений установлено, что содержание Mn, Fe, Zn, Cu, Co, Cr, Ni, Cd, Pb в травянистых растениях лесных экосистем в подтаежной и широколиственной подзонах варьирует в пределах мировых кларков (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Ильин, 1991) (табл. 2).

Таблица 2. Содержание микроэлементов в травянистых растениях лесных экосистем в различных ландшафтных подзонах, мг/кг сухой массы

Ландшафтная подзона	Mn	Fe	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Cd
Подтаежная (N=86)	134	139	29.2	5.1	3.2	0.3	0.6	1.3	0.2
Широколиственная (N=24)	29	123	26.5	3.0	2.3	0.1	0.3	2.7	0.2
Кабата-Пендиас, Пендиас (1989)	20-300		27-150	5-30	0.1-5	0.02-1	0.1-0.5	5-10	0.05-0.2
Ильин (1991)		20-300	15-150	3-40				0.1-5	0.05-0.2

При одинаковом содержании Fe, Zn, Cd в растениях лесных экосистем, содержание Mn, Cu, Ni, Co, Cr в растениях в подтаежной подзоне оказалось выше, чем содержание таковых в растениях в широколиственной подзоне, вероятно вследствие большей подвижности Ni, Co, Cr в почвах подтаежной подзоны, описанной выше.

Анализ видовых особенностей содержания микроэлементов в травянистых растениях лесных экосистем позволил выявить видовые геохимические специализации. Так, максимальное содержание Mn было выявлено в растениях брусники и черники, Fe – в растениях земляники лесной, плауна годичного, Zn – кислицы обыкновенной, Cu и Ni – кирказона обыкновенного, Co и Cr – плауна годичного, Pb, Cd – звездчатки дубравной.

Сравнение полученных концентраций микроэлементов с санитарно-гигиеническими нормативами (СанПиН 2.3.21078-01) для БАД на растительной основе выявило виды с содержанием Zn, Cd и Pb на уровне ПДК – зимолюбка зонтичная, костяника и пролесник многолетний. В растениях кислицы обыкновенной было выявлено двукратное превышение ПДК Zn. Содержание Cd и Pb на уровне ПДК обнаружено в растениях звездчатки дубравной, содержание Cd – в растениях кислицы обыкновенной. Интересно, что оба эти вида произрастали в Арском лесхозе, расположенном на территории Шошма-Ашитского ландшафтного района. Анализ содержания Pb и Cd в совместно произраставших видах не обнаружил превышений ПДК, следовательно, накопление Cd и Pb в растениях звездчатки дубравной и кислицы обыкновенной, а также Zn в растениях кислицы обыкновенной обусловлено в большей степени видовой специализацией.

Следует отметить, что сныть обыкновенная, пролесник многолетний, щитовник мужской, хвощ луговой в репрезентативном количестве были отобраны в лесных экосистемах и в подтаежной и в широколиственной ландшафтных подзонах. Следовательно, данные виды могут быть использованы в качестве биомониторов при оценке зональных особенностей содержания микроэлементов в системе почва-растение. Так, например, при одинаковом содержании неэссенциальных микроэлементов Cr, Pb, Cd содержание Mn, Fe, Zn, Cu, Ni, Co у пролесника, сныти (кроме Ni), хвоща (кроме Ni) оказалось значительно выше в растениях, произраставших в условиях подтаежной подзоны. Следует отметить, что содержание Ni во всех видах-биомониторах за исключением пролесника, оказалось одинаковым независимо от зональных особенностей произрастания. Содержание большинства исследованных микроэлементов в растениях щитовника оказалось одинаковым, за исключением Mn и Cu, содержание которых выше в растениях щитовника, произраставших в подтаежной подзоне, и Pb, содержание которого выше в растениях в широколиственной подзоне.

Интересно сопоставить особенности накопления микроэлементов травянистыми растениями в подтаежной и широколиственной подзонах. Для этого был использован показатель биофильности микроэлементов, или коэффициент биологического поглощения (КБП), рассчитываемый как отношение содержания элемента в растениях к содержанию элемента в почве, на которых произрастают данные растения (Перельман, 1975).

В исследованных ландшафтных подзонах потребление микроэлементов травянистыми растениями существенно различается (табл. 3).

Таблица 3. Коэффициент биологического поглощения микроэлементов травянистыми растениями лесных экосистем в подтаежной и широколиственной подзонах

Ландшафтная подзона	Mn	Fe	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Cd
Подтаежная	2.2	0.3	16.0	9.0	4.3	1.0	1.3	2.1	17.3
Широколиственная	0.5	0.2	4.0	1.7	1.1	0.2	0.2	1.7	3.8

По литературным данным известно, что для некоторых элементов наблюдается не только приуроченность максимального накопления к растениям какой-либо зоны, но и явное закономерное изменение биотичности с севера на юг. Так, максимальная биотичность Fe, Cu, Pb увеличивается с севера на юг, а Mn – уменьшается

(Глазовский, 1987). По нашим данным биотичность всех микроэлементов уменьшается с севера на юг.

С севера на юг изменяется и состав микроэлементов, концентрируемых в растениях. В травянистых растениях в подтаежной подзоне КБП больше 1 характерен для всех исследованных микроэлементов кроме Fe. В широколиственной подзоне интенсивность поглощения микроэлементов резко убывает и становится меньше 1 не только для Fe, но и для Mn, Co, Cr. Это связано не только с различиями в видовом составе травянистых растений, но и с геохимическими условиями миграции микроэлементов в лесных экосистемах, приуроченных разным ландшафтными подзонам.

Для количественного выражения общей способности видов к концентрации микроэлементов и для более наглядного представления зональных особенностей потребления микроэлементов растениями рассчитывали биогеохимическую активность вида (БХА), представляющую собой суммарную величину, получающуюся при сложении КБП отдельных микроэлементов (Авессаломова, 1987) (рис.).

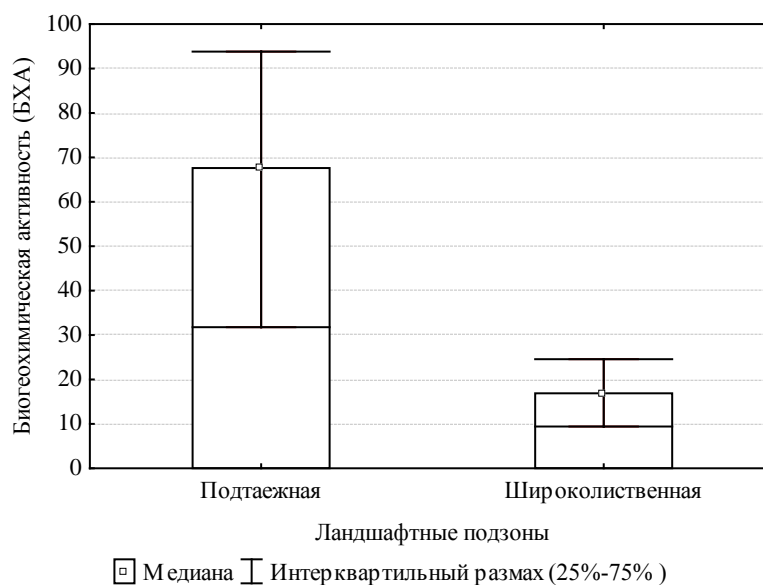


Рис. Биогеохимическая активность травянистых растений лесных экосистем в подтаежной и широколиственной ландшафтных подзонах

Как видно из рисунка травянистые растения лесов в широколиственной подзоне отличаются меньшей биологической активностью по сравнению с травянистыми растениями лесов в подтаежной подзоне.

Анализ биологической активности отдельных видов показал, что наибольшая биологическая активность (БХА > 100) свойственна мху *Sphagnum*, растениям орляка обыкновенного, черники, ландыша майского, кислицы обыкновенной, ветренички лютиковой, вороньего глаза четырехлистного.

Таким образом, установлены существенные различия в содержании микроэлементов в почвах и травянистых растениях лесных экосистем в разных ландшафтных подзонах Республики Татарстан. Микроэлементный состав почв лесных экосистем в подтаежной подзоне отличается нижекларковым содержанием всех микроэлементов, в широколиственной подзоне – вышекларковым содержанием Zn, Co, Pb и Cd.

Содержание неэссенциальных микроэлементов Cr, Pb, Cd в травянистых растениях лесных экосистем слабо зависит от зональных особенностей произрастания. Содержание одного и того же эссенциального микроэлемента в растениях одного и того же вида, произрастающего в разных ландшафтных подзонах, может существенно различаться.

Потребление микроэлементов, а, следовательно, и биологическая активность травянистых растений лесных экосистем в широколиственной подзоне значительно ниже таковых в подтаежной подзоне. В травянистых растениях в подтаежной подзоне концентрируются все исследованные микроэлементы кроме Fe, в широколиственной подзоне – все кроме Fe, Mn, Co и Cr.

Список литературы

1. Авессаломова И.А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. 108 с.
2. Башкин В.Н. Биогеохимия. М.: Научный мир, 2004. 584 с.
3. Виноградов А.П. Биогеохимические провинции // Тр. Юбил. сессии, посвященной 100-летию со дня рождения В.В.Докучаева. М.-Л., 1949. С. 59-84.
4. Глазовский Н.Ф. Биогеохимический круговорот в различных природных зонах СССР // Биогеохимический круговорот веществ в биосфере. М.: Наука, 1987. С.56-64.
5. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.

6. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.
7. ГОСТ 30692-2000. Межгосударственный стандарт. Корма, комбикорма, комбикормовое сырье. Атомно-абсорбционный метод определения содержания меди, свинца, цинка и кадмия.
8. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
9. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
10. Обухов А.И. Методические основы разработки ПДК тяжелых металлов и классификация почв по загрязнению // Система методов изучения почвенного покрова, деградированного под влиянием химического загрязнения. М., 1992. С. 13-20.
11. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. 342 с.
12. РД 52.18.191-89. Методические указания. Методика выполнения измерений массовой доли кислоторастворимых форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия) в пробах почвы атомно-абсорбционным анализом.
13. РД 52.18.289-90. Методические указания. Методика выполнения измерений массовой доли подвижных форм металлов (меди, цинка, свинца, никеля, кадмия, кобальта, хрома, марганца) в пробах почвы атомно-абсорбционным анализом.
14. СанПин 2.3.2.1078-01. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Продовольственное сырье и пищевые продукты. М.: Минздрав России, 2002. 168 с.
15. Сосудистые растения Татарстана / О.В. Бакин, Т.В. Рогова, А.П. Ситников. Казань: Изд-во Казан. ун-та, 2000. 496 с.
16. Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб.: Мир и семья, 1995. 992 с.
17. Чернова О.В., Груздков Д.Ю. Изменения валового содержания микроэлементов в почвах Европейской территории России в зависимости от их гранулометрического состава // Доклады по экологическому почвоведению. 2006. № 1, вып. 1. С. 132-151.

АНТРОПОГЕННАЯ ЭВОЛЮЦИЯ СЕРЫХ ПОЧВ ВОЛЖСКО-КАМСКОЙ ЛЕСОСТЕПИ

Файзрахманова Э.Р., студент

Валеева А.А., аспирант

E-mail: eli4ka.f@mail.ru

Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань

Аннотация

Изучено гумусное состояние серой почвы Волжско-Камской лесостепи и ее пахотного аналога. Исследован фракционно-групповой состав серых и агросерых почв. Выявлен ряд изменений морфологических и почвенных свойств серых почв.

Ключевые слова: антропогенная эволюция почв, серые почвы, агросерые почвы, гумус.

В настоящее время Волжско-Камская лесостепь является одной из самых аграрно-освоенных территориально-административных единиц Поволжья. Многие авторы считают, что антропогенная эволюция почв является одной из «мощных» факторов современной эволюции почв (Чендев и др., 2011).

Для изучения направленности антропогенной эволюции серых почв было проведено сравнительно-генетическое исследование серых и агросерых почв. Исследуемый участок находится на территории Янтыковского лесного массива в Лаишевском р-не Республики Татарстан (РТ). Территория Янтыковского леса большей частью расположена на придолинных склонах рек Камы и Меши. Водораздельное плато характеризуются залеганием коренных пород пермской системы татарского яруса, где наблюдается частое чередование мергелей с известняками.

Естественная почва серая типичная насыщенная мелкая неглубокоосветленная сильновыщелоченная тяжелосуглинистая на элювии пермских пород. Агросерая насыщенная среднепахотная тяжелосуглинистая на элювии пермских пород находится в 790 м от его естественного аналога в однотипных литолого-геоморфологических условиях.

Решающим фактором плодородия почв является содержание гумуса. Оно тесно коррелирует со всеми водно-физическими, физико-химическими свойствами почв, определяя биологические и химические процессы (Кёршенс, 1992).

В формировании гумусового профиля средне- и тяжелосуглинистых почв важную роль играет вертикальная трещиноватость профиля. Вертикальные трещины, достигающие до материнской породы, служат транзитной системой для миграции гумусовых веществ из верхних горизонтов вниз по трещинам механическим выносом и в виде коллоидных растворов (Русанов, Анисимова, 2009; Чендев и др., 2011).

Гумусовый горизонт серой почвы характеризуется средним содержанием гумуса с резким понижением с глубиной. В горизонтах ВС и С морфологически наблюдаются увеличение гумусовых кутан, но аналитически это не подтверждается (табл. 1). Такой характер вертикального распределения гумуса в почве, то есть сильное обогащение гумусом верхней маломощной части профиля и резкое обеднение минеральной толщи свойственен всем лесным почвам и может быть назван лесным типом накопления в почве органического вещества (Пономарева, Плотникова, 1975; Багнавец, 1988).

Таблица 1. Профильное изменение кислотности и содержания гумуса серой почвы

Горизонт	Глубина, см	Глубина взятия образца, см	Гумус, %	pH вод	pH сол
AУ	6-24	6-22	4.96	6.0	5.0
AEL	24-32	24-32	1.23	5.6	4.0
BEL	32-41	32-41	0.79	5.6	3.7
BT1	41-75	50-65	0.57	5.6	3.0
BT2	75-98	80-95	0.57	6.1	-
BC	98-110	98-110	0.45	7.2	-
C	>110	110-125	0.35	8.2	-

Пахотный горизонт агросерой почвы характеризуется низким содержанием гумуса (табл. 2). Уменьшение содержания гумуса в пахотном горизонте связано не только с быстрой минерализацией органического вещества при распашке и сокращением поступления растительных остатков в почву, но также с включением в состав пахотного горизонта почвенной массы нижележащих малогумусных горизонтов. Разрушение структуры, уплотнение верхних горизонтов, смена увлажнения и иссушения приводит к увеличению вертикальных трещин и усилению вертикальной миграции веществ (Русанов Анисимова, 2009; Чендев и др., 2011).

В результате этого в пространстве текстурной части агросерых почв обнаруживаются натечные гумусовые агрокутаны, количество которых по мере приближения к материнской породе увеличивается. Содержание гумуса в горизонте ВС агросерой почвы увеличилось вдвое по сравнению с его естественным аналогом (табл. 2).

Таблица 2. Содержание гумуса по профилю агросерой почвы

Горизонт	Глубина, см	Глубина взятия образца, см	Гумус, %	pH вод	pH сол
PY1	0-27	0-15	3.65	6.4	-
PY2	0-27	15-27	2.99	6.2	-
BEL	27-40	27-40	1.21	6.0	-
BT1	40-56	40-56	0.74	5.6	4.4
BT2	56-76	57-72	0.69	6.1	-
BC	76-90	76-87	0.82	7.8	-
C	90-100	90-100	0.62	8.2	-

Для более подробного исследования гумусного состояния был определен фракционный состав гумуса профиля серых и агросерых почв. Гумусовый профиль серых почв до горизонта ВС характеризуется превышением количества фульвокислот над гуминовыми кислотами (табл. 3). В щелочных горизонтах BC и C доля гуминовых кислот повышается.

Агрогенная эволюция серых почв привела к уменьшению избыточной кислотности и изменению морфогенетических свойств серых почв. Фракционный состав верхней части пахотного горизонта агросерых почв характеризуется превышением количества гуминовых кислот над фульвокилотами (табл. 4).

Таблица 3. Фракционный состав гумуса в профиле серой почвы

Почва	С% в исходной почве	Орг.С в вытяжке		Орг.С гуминовых кислот		Орг.С фульво-кислот	
		% к весу почвы	% орг С исходной почвы	% к весу почвы	% орг С исходной почвы	% к весу почвы	% орг С исходной почвы
AУ	2.88	1.21	42	0.48	17	0.70	24
AEL	0.71	0.44	62	0.13	18	0.31	43
BEL	0.46	0.32	70	0.19	41	0.13	28
BT1	0.33	0.23	70	0.04	12	0.19	57
BT2	0.33	0.20	60	0.03	9	0.17	51
BC	0.26	0.11	42	0.06	23	0.05	19
C	0.20	0.09	44	0.07	34	0.02	10

Вероятно, это связано с изменением биологического круговорота веществ в пахотных угодьях и изменением микроклимата почв. Сочетание периодов насыщения почв водой с последующим полным иссушением приводят к образованию растворимых компонентов органического вещества во влажные периоды и их полимеризации в сухие периоды.

Таблица 4. Фракционный состав гумуса в профиле агросерой почвы

Почва	С % в исходной почве	Орг.С в вытяжке		Орг.С гуминовых кислот		Орг.С фульво-кислот	
		% к весу почвы	% орг С исходной почвы	% к весу почвы	% орг С исходной почвы	% к весу почвы	% орг С исходной почвы
РУ1	2.12	1.05	50	0.71	34	0.34	16
РУ2	1.73	0.74	43	0.31	18	0.43	25
ВЕL	1.28	0.33	26	0.18	14	0.16	12
ВТ1	0.40	0.20	50	0.04	10	0.16	40
ВТ2	0.43	0.8	42	0.10	23	0.08	19
ВС	0.48	0.16	34	0.11	23	0.05	11

Горизонт ВТ1 агросерых почв характеризуется самым низким содержанием фракции гуминовых кислот и отношением $C_{гум}/C_{фул}$ по профилю. Это связано с избыточной кислотностью горизонта ВТ1. Морфологически это проявляется светло-серыми агрокутанами на поверхности структурных отдельностей. Ниже этого горизонта агрокутаны становятся темнее, что связано с более высоким содержанием фракции гуминовых кислот.

Карбонаты в материнской породе служат почвенно-геохимическим барьером, тормозящим вынос минеральных, гумусовых и органоминеральных продуктов почвообразования. Вероятно, это связано с осаждением, как коллоидных растворов, так и механически вынесенных гумусовых веществ по транзитным трещинам. Ионы кальция, содержащиеся в больших количествах, могут вызвать разложением глинисто-органических комплексов, что сопровождается проявлением нерастворимости и осаждением компонентов. Коагуляция некоторых диспергированных железо-органических и алюминий-органических комплексов возникает по причине достижения в карбонатных горизонтах почв изоэлектрического рН амфотерных коллоидов (Дюшофур, 1970).

Список литературы

1. Багнавец О.С. Гумусное состояние серых лесных почв северной части приволжской возвышенности, развитых на разных почвообразующих породах // Почвоведение. 1988. № 10. С. 48-56.
2. Дюшофур Ф. Основы почвоведения. Эволюция почв. М.: Прогресс, 1970. 591 с.
3. Кёршенс М. Значение содержания гумуса для плодородия почв и круговорота азота // Почвоведение. 1992. № 10. С. 122-132.
4. Пономарева В.В., Плотникова Т.А. Сравнительное сопоставление гумусовых профилей типичного чернозема, темно-серой лесной и темно-каштановой почв // Почвоведение. 1975. № 7. С. 54-65.
5. Русанов А.М., Анилова Л.В. Гумусообразование и гумус лесостепных и степных черноземов южного Предуралья // Почвоведение. 2009. № 10. С. 1184-1191.
6. Чендев Ю.Г., Александровский А.Л., Хохлова О.С. и др. Антропогенная эволюция серых лесостепных почв южной части среднерусской возвышенности // Почвоведение. 2011. № 1. С. 3-15.

**СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООБЕНТОСА БАССЕЙНА Р. ЦИВИЛЬ
(ЧУВАШСКАЯ РЕСПУБЛИКА)**

Яковлева А.В., к.б.н., научный сотрудник

E-mail: d.bugensis@mail.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

На основе данных, полученных в летне-осенний период 2013 г., изучен таксономический состав зообентоса бассейна р. Цивиль (Среднее Поволжье), количественные показатели, а также их продольное распределение. Проведен анализ качества воды по показателям зообентоса. Таксономическое разнообразие выше в средней части реки, наиболее загрязненным является низовье реки.

Ключевые слова: река Цивиль, зообентос, качество воды.

Река Цивиль – правый приток реки Волги, впадающий в Волжский плес Куйбышевского водохранилища (ниже г. Новочебоксарск). Река берет начало в 5 км от с. Тарханы, имеет длину 172 км при среднем уклоне 0.5%. Водосборный бассейн располагается на территории лесостепной провинции Приволжской возвышенности (Материалы ..., 1959). Густота речной сети составляет 0.20 км/км². Всего насчитывается 48 притоков первого порядка. Основные притоки: р. Хирлеп, р. Сорма, р. Унга, р. Малый Цивиль, р. Рыкша и др. Площадь бассейна – 4690 км², средняя высота водосбора – 136 м, максимальные отметки водораздела – 215 м, отметка истока у с. Торханы 141.8 м, отметка устья (она же базис эрозии для всего бассейна) – 53.0 м (Мониторинг ..., 2007).

Река Цивиль испытывает на себе сильное антропогенное воздействие. Интенсивное сельскохозяйственное освоение территории водосбора стало основной причиной процессов эрозии и, соответственно, аккумуляции тонких частиц грунта на дне водотока, особенно в среднем и нижнем течении. Данные участки реки, кроме того, являются приемниками сточных вод населенных пунктов и предприятий.

Первые исследования экологических условий р. Цивиль, а также водной флоры и фауны были проведены сто лет назад А.С. Морозовым, который для этого был

направлен Обществом естествоиспытателей при Императорском Казанском университете в 1913-1914 гг. (Морозов, 1915). Изучение современного состояния бассейна р. Цивиль является актуальным.

Цель данной работы — изучить состав зообентоса, продольное распределение его количественных показателей и дать сравнительную оценку качества вод бассейна р. Цивиль.

Объектом исследований служили беспозвоночные зообентоса, нектобентоса и зоофитоса, отобранные в 2013 г. Отбор проб осуществлялся в три периода (8-10 июля, 29-30 июля и 10-11 сентября) в соответствии с общепринятыми методами (Frost et al., 1972; Методика ..., 1975; Методические..., 1984). Всего отобрано и обработано 92 пробы. Расположение станций отбора проб показано на рис. 1.

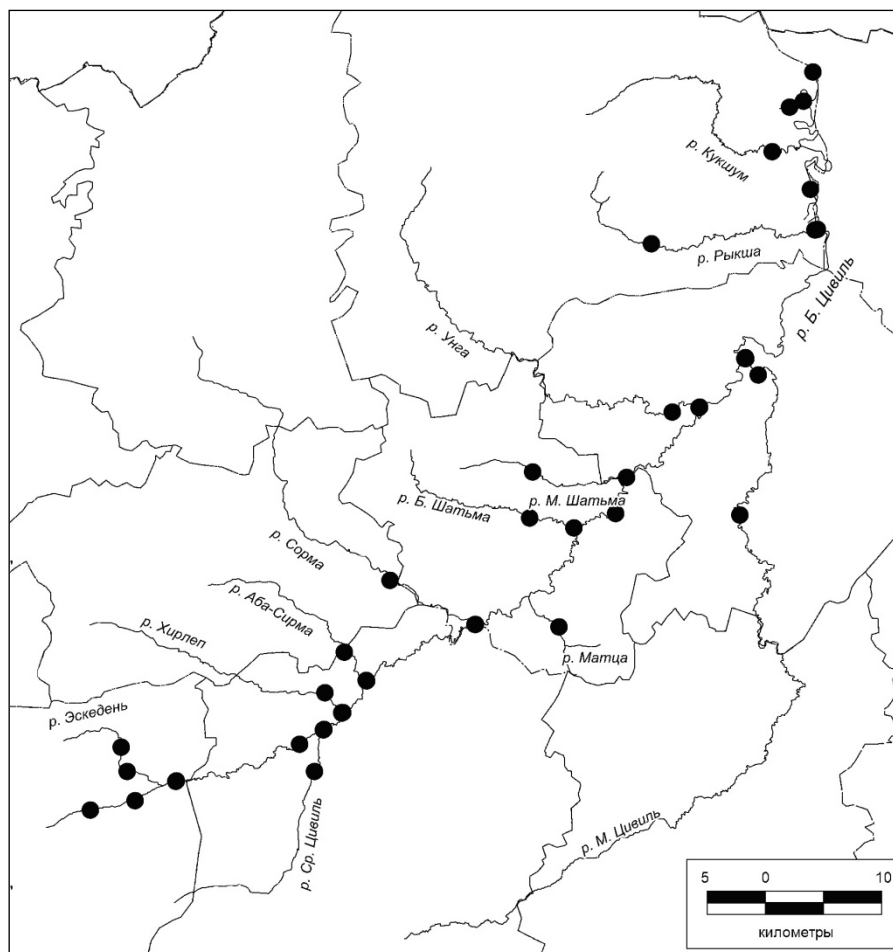


Рис. 1. Карта-схема станций отбора проб в бассейне р. Цивиль

В связи с преобладанием плотных каменистых грунтов в верхнем и среднем течении р. Цивиль и в ее притоках отбор большей части проб зообентоса производили

с использованием ручного сачка/скребка с определенной площади с последующим перерасчетом на 1 м². Камеральную обработку выполняли в соответствии с общепринятыми в гидробиологии методами.

В ходе исследования в составе зообентоса бассейна р. Цивиль выявлены 143 таксона рангом разного уровня, в т.ч. 94 вида, из которых олигохет – 19 таксонов, пиявок – 4, моллюсков – 19, поденок – 7, стрекоз – 6, полужесткокрылых – 5, жесткокрылых – 12, ручейников – 9, двукрылых насекомых – 54 (в т.ч. Chironomidae – 38). Таким образом, наибольшее таксономическое богатство наблюдалось в отряде двукрылых насекомых (Diptera), в основном за счет семейства Chironomidae. Среди личинок хирономид преобладали по составу представители подсемейства Chironominae (триба Chironomini) (23 таксона, 11 видов), а остальные значительно уступали этой группе.

Наиболее часто в пробах встречались следующие виды: поденка *Proclon bifidum*, ручейник *Hydropsyche pellicidula*, мотыль *Chironomus* f.l. *plumosus* и олигохета *Limnodrilus hoffmeisteri*.

В период исследования были обнаружены охраняемые в Республике Чувашия виды – рана тра палочковидная *Ranatra linearis* (в р-не устья р. Унга). К числу крайне редких видов, обнаруженных в настоящем исследовании, относились два вида поденок *Polymitarcis (Ephoron) virgo* и *Ephemera lineata*, сокращение численности которых наблюдается по всему ареалу. Оба вида, как и плавт летний *Aphelocheirus aestivalis*, предложено включить в Красную книгу Республики Чувашия (Яковлев, Яковлева, 2013 а, б).

Средняя численность зообентоса по данным трех съемок составила 1450.7±836.3 экз./м², а биомасса – 14.26±4.17 г/м² (табл. 1). В целом основу численности донного населения формируют олигохеты, на долю которых приходилось в среднем 80.4% всей численности беспозвоночных. Вторая по обилию группа – двукрылые насекомые, представленные большей частью личинками хирономид. Вклад других систематических групп был крайне низким.

Двустворчатые моллюски и личинки двукрылых насекомых вносили существенный вклад в общую биомассу зообентоса из-за более крупных размеров тела по сравнению с другими группами. Однако доля олигохет была значительной и

составляла 60.1%, что вполне объяснимо с их обильным развитием в низовье р. Цивиль. Доля остальных групп в суммарной биомассе не значительна.

Таблица 1. Численность и биомасса основных систематических групп беспозвоночных в зообентосе бассейна р. Цивиль

Группы	Численность		Биомасса	
	экз./м ²	%	г/м ²	%
Oligochaeta	1166.5±778.5	80.4	8.57±4.10	60.1
Gastropoda	0.9±0.6	<0.001	0.10±0.07	<0.01
Bivalvia	7.2±1.8	<0.01	3.44±2.13	24.1
Ephemeroptera	30.2±7.1	2.1	0.13±0.03	<0.01
Odonata	5.8±2.7	<0.01	0.46±0.23	3.2
Heteroptera	47.7±26.5	3.3	0.42±0.27	2.9
Coleoptera	4.9±2.3	<0.01	0.02±0.01	<0.01
Trichoptera	10.9±3.3	<0.01	0.13±0.05	<0.01
Diptera	166.3±72.6	11.5	0.98±0.40	6.9
в т.ч. Chironomidae	159.1±72.5	11.0	0.97±0.40	6.8
Прочие	10.1±1.1	<0.01	0.01±0.01	<0.01

Таким образом, основу количественных показателей зообентоса бассейна реки формируют олигохеты, в массе развивающиеся в илистых грунтах с содержанием большого количества органических соединений.

Сравнивая разные периоды отбора проб, можно отметить, что в целом наблюдался рост показателей численности и биомассы зообентоса к сентябрю, в основном за счет олигохет. Однако в начале июля численно преобладали личинки двукрылых, в результате массового развития личинок семейства Chironomidae. В конце июля доминировали водные клопы, благодаря обилию в некоторых пробах крайне мелких клопов *Micronecta minutissima*. Основной вклад в биомассу вносили двукрылые насекомые и олигохеты, а остальные группы существенно им уступали (табл. 2).

Таким образом, численность и биомасса зообентоса, особенно в низовьях реки формируются преимущественно олигохетами и хирономидами. Такое доминирование

1 или 2 групп может свидетельствовать о значительной загрязненности воды и донных отложений органическими веществами.

Таблица 2. Средняя численность (N , экз./м²) и биомасса (B , г/м²) беспозвоночных в бассейне р. Цивиль в разные периоды отбора проб

Группы	Дата					
	8-10.07.		29-30.07.		9-10.09.	
	N	B	N	B	N	B
Oligochaeta	5.8	0.01	9.9	6.67	4617.0	25.44
Gastropoda	0.0	0.00	0.3	0.01	1.1	0.12
Bivalvia	11.7	0.09	9.8	0.20	23.3	4.34
Ephemeroptera	23.5	0.11	21.7	0.07	59.1	0.29
Odonata	0.0	0.00	0.9	0.09	16.3	0.96
Hemiptera	42.0	0.01	158.9	0.07	37.9	0.93
Coleoptera	3.4	0.06	0.6	0.00	7.8	0.03
Trichoptera	7.2	0.01	3.6	0.03	25.8	0.35
Diptera	169.6	7.11	32.3	0.22	410.5	33.17
в т.ч. Chironomidae	168.1	6.96	26.8	0.70	390.0	2.82
Прочие	0.5	0.80	41.9	1.20	8.4	0.90
Всего	263.7	8.21	279.9	8.57	5198.4	66.53

Особенности продольного распределения основных групп беспозвоночных.

Для изучения продольного распределения зообентоса нами было условно выделено 3 участка: 1 – р. Бол. Цивиль (с. Торханы) – устье р. Сорма; 2 – ниже устья Сорма – до устья р. Унга; ниже; 3 – ниже устья р. Унга до впадения в Куйбышевское водохранилище.

Качественный состав донных беспозвоночных богаче на участке 1 (10.8 ± 1.7 таксонов) и участке 2 (12.1 ± 1.6) участках р. Цивиль, а минимальное разнообразие отмечено для участка, расположенного ниже места впадения р. Унга (участок 3; 6.3 ± 0.8). Такое распределение можно объяснить формированием однообразного илистого грунта в низовьях реки в результате оседания тонких частиц на дно, а также, вероятно, существенным загрязнением этого участка реки. Многие реофильные и оксифильные виды выбывают в таких условиях, а остаются наиболее устойчивые

виды, число которых не велико. Особенно качественно обеднена на нижнем участке реки фауна поденок, ручейников и хирономид подсемейства Orthocladiinae, отличающихся повышенной чувствительностью к качеству среды обитания.

Основу численности зообентоса на верхних участках р. Цивиль (1 и 2) формировали личинки двукрылых и поденок, а в нижнем течении реки (3) аномально высоких значений достигали олигохеты, а двукрылые уступали им примерно в пять раз, оставаясь вторыми по вкладу в суммарные показатели зообентоса (табл. 3).

Таблица. 3. Средняя численность (экз./м²) основных систематических групп беспозвоночных на трех участках р. Цивиль

Группы	1	2	3
Oligochaeta	16.9±10.5	1.7±1.0	3233.0±2979.4
Gastropoda	0.9±0.7	0.4±0.3	0.1±0.06
Bivalvia	11.4±6.1	11.8±5.3	9.4±5.2
Ephemeroptera	72.6±30.9	31.8±9.8	18.1±14.0
Odonata	20.1±15.8	0.4±0.3	5.4±3.6
Hemiptera	12.3±6.2	2.5±1.1	47.5±35.5
Coleoptera	14.9±9.4	0.1±0.06	2.4±2.2
Trichoptera	27.9±14.3	17.2±8.2	0.0
Diptera	169.1±83.9	25.3±7.3	613.2±379.1
в т.ч. Chironomidae	162.3±24.7	6.3±1.4	540.3±376.5
Прочие	2.3±2.2	0.4±0.2	1.0±0.5
Всего	348.4±116.1	91.6±26.0	3929.1±32351.9

Личинки отряда Megaloptera, хирономид подсемейства Diamesinae обнаружены лишь в верховьях р. Большой Цивиль, ручейники не встречались в нижней части реки. Обильное развитие олигохет *L. hoffmeisteri* (57360 экз./м²) отмечено ниже устья р. Теплая река, по которой в Цивиль поступают сточные воды с очистных сооружений. На этом же участке в массе развивались личинки хирономид *Ch. f.l. plumosus*. Оба вида относятся к пелофилам, т.е. обитателям илистых грунтов; они достигают высокой численности в условиях загрязнения органическими веществами.

Максимальная биомасса зообентоса наблюдалась также в нижней части реки (табл. 4). Развивающиеся обильно виды на данном участке в основном принадлежат к индикаторам загрязнения.

Таблица. 4. Средняя биомасса (г/м²) основных систематических групп беспозвоночных на трех участках р. Цивиль

Группы	1	2	3
Oligochaeta	5.9±5.1	1.6±0.6	23.1±19.0
Bivalvia	3.2±0.2	3.4±1.3	1.2±0.8
Ephemeroptera	0.3±0.9	<0.1	<0.01
Trichoptera	0.3±0.2	0.3±0.2	0.00
Diptera	2.9±2.6	1.7±1.3	1.6±1.1
в т.ч. Chironomidae	2.8±5.8	1.3±1.1	1.4±1.3
Прочие	1.3±1.2	0.6±0.4	1.0±0.8
Всего	16.9±3.2	7.6±0.6	29.1±19.8

Качество вод по показателям донных сообществ. Для объективной оценки качества вод и экологического состояния речной системы требуется использование нескольких индексов и показателей сообществ (Руководство ..., 1983). В настоящем исследовании использовали следующие индексы: сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека (*S*), Вудивисса, Е.В. Балускиной (*K*), видового разнообразия Шеннона (*H*).

Индекс сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека (*S*) в большей степени предназначено для оценки степени органического (сапробного) загрязнения водоемов. Для расчетов индекса использовали список индикаторных видов Wegl (1983). Среднее значение индекса сапробности для всего бассейна р. Цивиль составило 2.45±0.06, что соответствует границе между β-мезосапробной и α-мезосапробной зонами. Достоверные (*ANOVA*, *p*<0,05) различия в величинах сапробности между притоками и самой р. Цивиль не были выявлены. Однако следует отметить более высокий уровень загрязнения органическим веществом вод притоков, что наблюдается по всем изученным индикаторным группам гидробионтов.

Анализ качества воды с использованием индекса Вудивисса показал р. Цивиль можно отнести к «чистым», и составил 5.2±0.3. Индекс Е.В. Балускиной показал, что

качество воды реки соответствует к классу «умеренно загрязненные» (4.8 ± 0.3). Средняя величина индекса видового разнообразия Шеннона составила 2.11 ± 0.11 бит/экз.

Анализ исследований качества воды по продольному распределению показал что наиболее неблагоприятная экологическая ситуация сложилась в нижней части р. Цивиль, на участке ниже устья р. Малый Цивиль. Там водные массы относятся к α -мезосапробной и даже полисапробной зонам загрязнения. На этом же участке там наблюдались минимальные величины индекса Вудивисса и разнообразия, максимальные величины индекса Е.В. Балушкиной.

Таким образом, наиболее неблагоприятная ситуация в бассейне р. Цивиль сложилась в ее низовье из-за поступления сточных вод из притоков, особенно рек Теплая река, Кукшум и Рыкша.

Основываясь на результатах оценки качества вод по методу Вудивисса, проводившихся в 2002 г., была дана характеристика качества воды нескольких участков бассейна р. Цивиль (Мониторинг ..., 2007). Несмотря на то, что лишь в редком случае пункты отбора проб в 2002 и 2013 гг. совпадали, можно считать, что качество воды в бассейне р. Цивиль кардинально не изменилось.

Для сохранения биоразнообразия и оптимальной структуры донных сообществ необходимо уменьшить негативные явления, в первую очередь, на территории бассейна р. Цивиль (эрозионные явления на сельскохозяйственных угодьях, загрязнение от локальных и площадных источников, нарушение структуры грунта в притоках и верхней части р. Цивиль, пасущимися коровами).

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта 10-04-97053–р_поволжье_а Российского фонда фундаментальных исследований.

Список литературы

1. Материалы по длинам малых рек Среднего Поволжья // Тр. Казан. фил. АН СССР. Сер. Энергетика и водное хозяйство. 1959. Вып. 2. 417 с.
2. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Под ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. М.: Наука, 1975. 240 с.
3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Зообентос и его

продукция / Сост. А. А. Салазкин, А. Ф. Алимов, Н. П. Финогенова; ГосНИОРХ. Л., 1984. 52 с.

4. Мониторинг экологического состояния малых рек Чувашской Республики (Цивиль, Кубня, Люля, Киря) // Экологический вестник Чувашской Республики. Вып. 58. Сер. «Охрана окружающей среды и природопользование». Чебоксары, 2007. 159 с.

5. Морозов А.В. Река Цивиль и ее обитатели // Тр. Об-ва естествоиспытателей при Императорском Казан. ун-те. 1915. Т. 47, вып. 3. 198 с.

6. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 180 с.

7. Яковлев В.А., Яковлева А.В. Предложение о включении плавта летнего [*Aphelocheirus aestivalis* (Fabricius, 1803)] в Красную книгу Чувашской Республики // Науч. тр. государственного природного заповедника «Присурский». 2013 а. Т. 28. С. 8–11.

8. Яковлев В.А., Яковлева А.В. О находке *Ranatra linearis* Linnaeus, 1758 в реке Большой Цивиль // Ibid. С. 11–13.

9. Frost S., Huni A., Kershaw W.E. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna // Can. J. Zool. 1972. Vol. 49. P. 167–173.

10. Wegl R. Index für die Limnosaprobität // Wasser und Abwasser. 1983. Bd. 26. S. 1–175.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

УДК 631.453

ИЗМЕНЕНИЕ ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ СВОЙСТВ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ИХ ИСХОДНОЙ ВЛАЖНОСТИ

Акайкин Д.В., аспирант

E-mail: akaykin@mail.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

Представлены результаты действия нефтяного загрязнения на токсикологические характеристики дерново-подзолистых почв разного механического состава в условиях различной исходной влажности. Для устранения острой токсичности среднесуглинистой почве требуется в несколько раз меньше времени, чем для более легкой супесчаной почвы. Угнетающее действие нефти в большей степени проявляется в вариантах почв, взятых при высокой исходной влажности.

Ключевые слова: нефтяное загрязнение, дерново-подзолистые почвы, влажность, фитотоксичность.

Введение

Время восстановления плодородия и свойств нефтезагрязненных почв определяется широким перечнем факторов, включающим зонально-климатические особенности, тип почвы, концентрацию, состав нефтяных загрязнений и другие. Спектр и сроки мероприятий по рекультивации нефтезагрязненных почв определяются также влажностью на момент загрязнения почвенного покрова. Данный фактор может оказаться ключевым при проведении восстановительных работ на почвах различного механического состава (Гилязов, Гайсин, 2003; Ситдинов, 2002; Бреус и др., 2003; Аммосова и др., 1999).

Целью исследования явилось изучение токсикологических свойств нефтезагрязненных супесчаных и среднесуглинистых дерново-подзолистых почв при варьировании исходной влажности в условиях длительного воздействия поллютанта.

Экспериментальная часть

В работе были использованы супесчаные и среднесуглинистые дерново-подзолистые почвы (ДПП). Опытные образцы почвы готовились путем внесения различных количеств сернистой нефти Ямашинского месторождения Республики Татарстан при исходной влажности 5-10% (вариант – сухая почва) и 60% (вариант – влажная почва). Контролем служила чистая (незагрязненная) почва.

Работы по биотестированию выполнялись в лабораторных условиях при температуре 20-24 °С. На протяжении всего эксперимента (180 суток) влажность почвенных образцов поддерживалась на уровне 60% от полной влагоемкости, каждые 5-6 дней опытные и контрольные образцы почвы подвергались рыхлению.

Внесение нефти в почву осуществлялось с учетом сорбционной емкости почв. В экспериментах с супесчаной почвой были использованы образцы с начальным содержанием нефти 2.4%, 4.8%, 9.0% и 13.0%, со среднесуглинистой почвой 4.8%, 7.1%, 9.0%, 13.0%, 16.7% и 20.0%.

Токсикологические характеристики почв определялись согласно методике выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв (ФР. 1.39.2006.02264). В качестве тест-объекта использовались семена пшеницы яровой (*Triticum vulgare* L.) со всхожестью не менее 95%. Острую токсичность исследуемых почвенных образцов устанавливали с интервалом 5-6 дней.

Результаты и их обсуждение

Проведенные эксперименты показали, что на исходно сухой супесчаной ДПП, при всех испытанных начальных концентрациях нефти наблюдалось полное смешение загрязняющего вещества с почвой.

В вариантах с исходно влажной супесчаной ДПП, смешение нефти с почвой без дальнейшего расслоения было зарегистрировано при начальных концентрациях поллютанта 2.4% и 4.8%. При более высоком содержании нефти (9.0% и выше) на поверхности почвы образовывался нефтяной слой, толщина которого определялась концентрацией внесенной нефти.

В вариантах среднесуглинистой ДПП вне зависимости от начального содержания влаги смешение нефти с почвой проходило без дальнейшего расслоения.

Сравнение динамики всхожести семян пшеницы показало, что если в варианте с исходно сухой супесчаной ДПП всхожесть семян регистрировалась на всех исследуемых концентрациях и варьировала в интервале от 73% до 100% (рис. 1), то в варианте с исходно влажной супесчаной ДПП всхожесть семян на протяжении всего эксперимента отмечалась только в образцах, исходно содержащих 2.4% и 4.8% поллютанта.

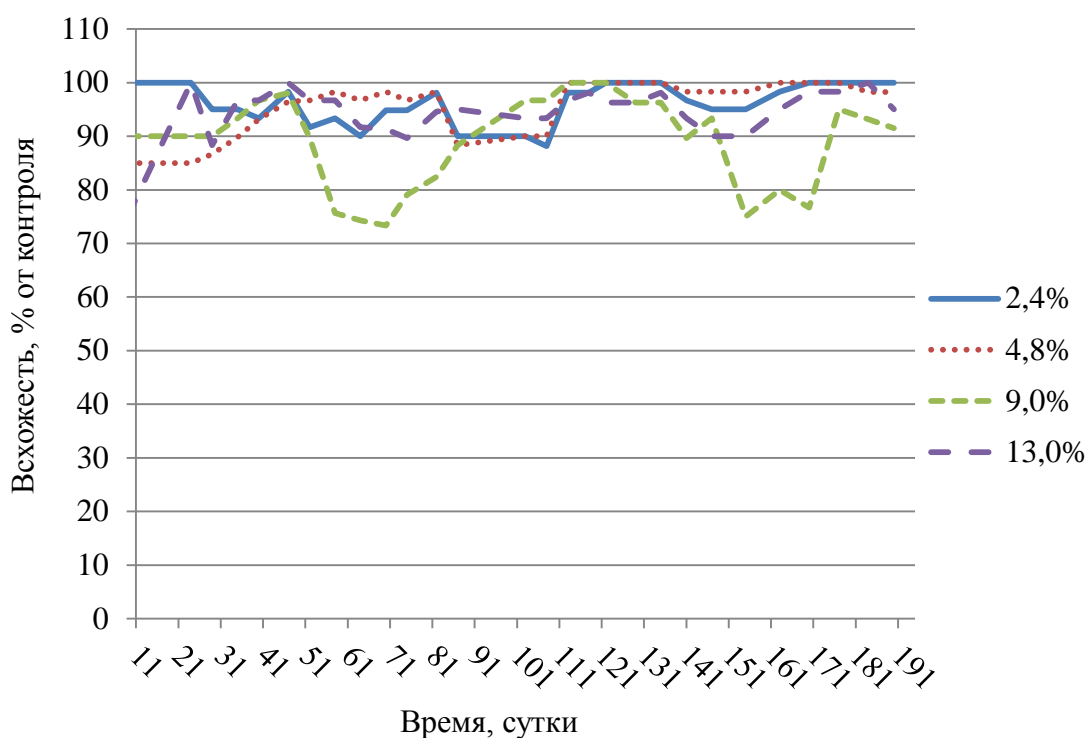


Рис. 1. Динамика всхожести семян пшеницы на супесчаной ДПП, содержащей разные начальные концентрации нефти (вариант сухая почва)

При начальной концентрации нефти 13%, на исходно влажной супесчаной ДПП, семена пшеницы не прорастали. Что касается всхожести семян пшеницы в вариантах с 9.0% начальным содержанием нефти, то в течение первых 7 недель (47 дней) в них семена не прорастали. Рост семян наблюдался в интервале с 52 по 108 день эксперимента, при этом количество проросших семян варьировало от 22% до 58%. На протяжении последующих дней эксперимента семена не прорастали (рис. 2).

Сравнение динамики всхожести семян пшеницы показало, что с первых недель и на протяжении всего эксперимента, в опытных образцах исходно сухой среднесуглинистой ДПП, всхожесть семян практически не отличалась от контроля (рис. 3).

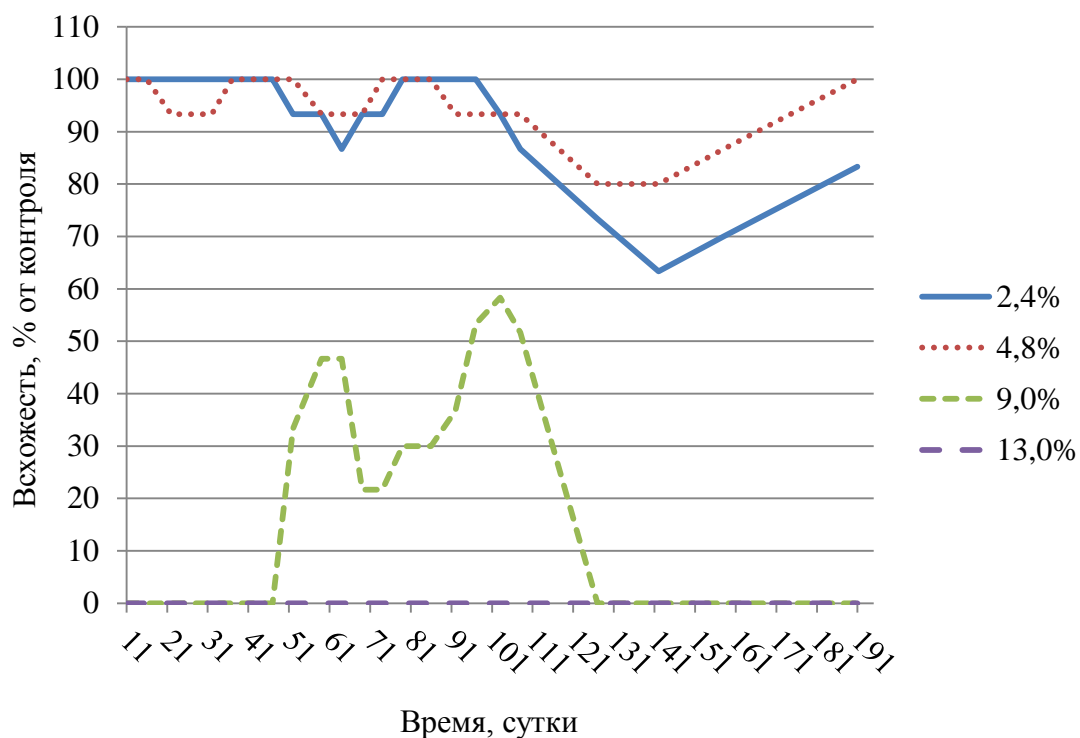


Рис. 2. Динамика всхожести семян пшеницы на супесчаной ДПП, содержащей разные начальные концентрации нефти (вариант влажная почва)

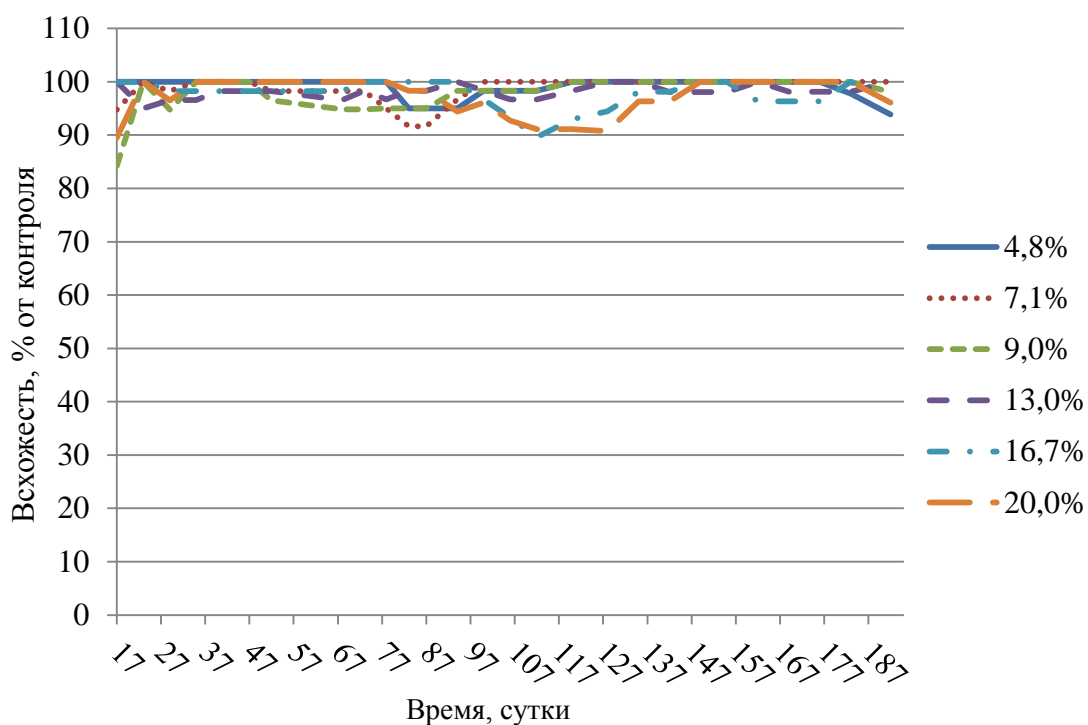


Рис. 3. Динамика всхожести семян пшеницы на среднесуглинистой ДПП, содержащей разные начальные концентрации нефти (вариант сухая почва)

На исходно влажной среднесуглинистой ДПП, на протяжении первых 108 дней эксперимента, всхожесть семян была достаточно изменчивой и варьировала от 60% до 100% (рис. 4). При увеличении длительности эксперимента наблюдалась стабилизация всхожести семян пшеницы относительно контроля.

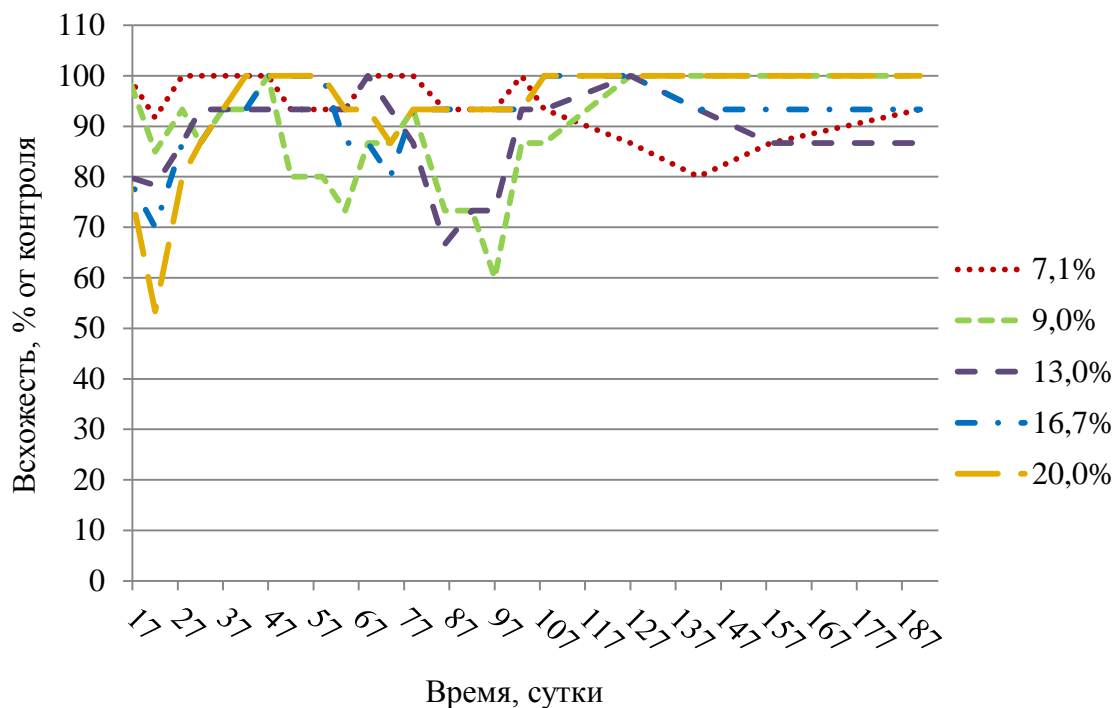


Рис. 4. Динамика всхожести семян пшеницы на среднесуглинистой ДПП, содержащей разные начальные концентрации нефти (вариант влажная почва)

Таким образом, закономерности изменения токсичности почвенных образцов таковы, что на дерново-подзолистых почвах, исходно взятых в суховоздушном состоянии, всхожесть семян пшеницы более сопоставима с контрольными образцами. В экспериментах с исходно влажной почвой токсикологическая нагрузка на высшие растения возрастает вне зависимости от механического состава, особенно на легких субстратах.

Анализ экспериментальных данных по ингибированию роста корней пшеницы в зависимости от начальной концентрации нефти показал, что устранение «первичной» острой токсичности, обусловленной исходным составом нефтяных компонентов, определялось как начальной концентрацией поллютанта в почве и ее механическим составом, так и влажностью на момент загрязнения почвенного покрова.

Согласно полученным трендам в экспериментах с исходно сухой среднесуглинистой ДПП устранение острого токсического действия нефтяных загрязнений при начальной концентрации 4.8%, 7.1%, 9.0%, 13.0% может прогнозироваться на 47, 82, 90 и 112 сутки, соответственно (рис. 5).

В вариантах с начальной концентрацией нефти 16.7 и 20.0% значения трендов, при которых устраняется «первичная» острая токсичность, находятся за пределами рассматриваемого периода наблюдений. Фактическая острая токсичность почвы при вышеуказанных концентрациях в конце эксперимента составляла 35% и 64% соответственно.

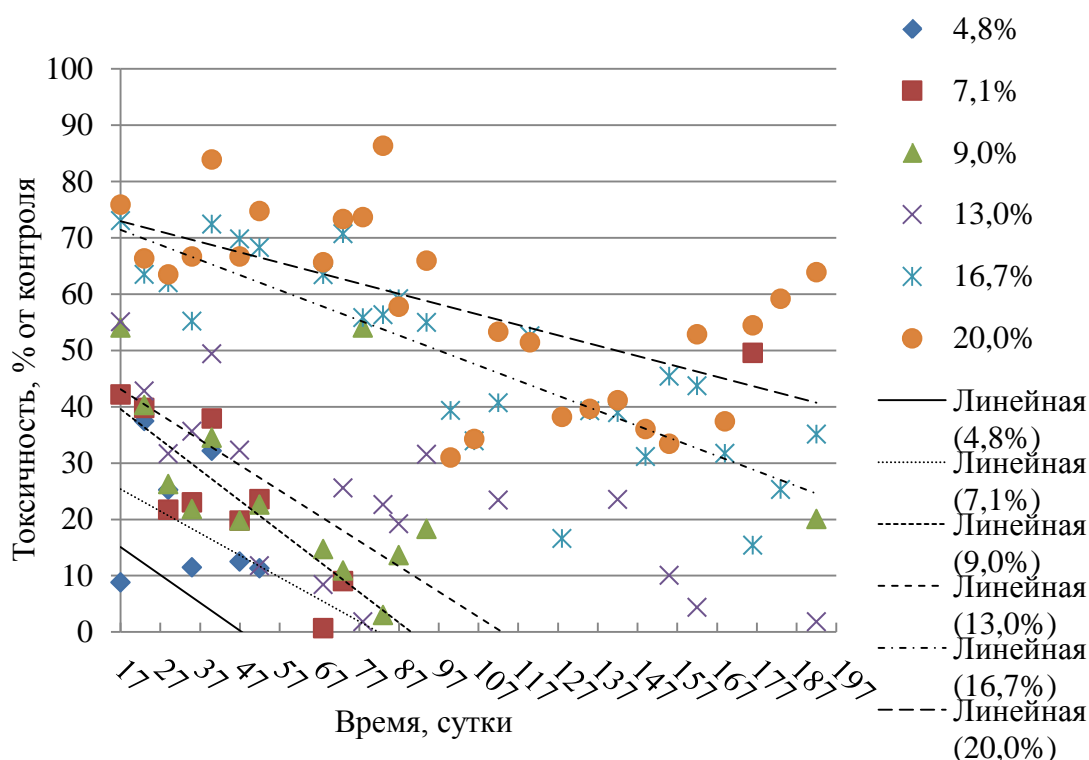


Рис. 5. Изменение во времени острой токсичности опытных образцов среднесуглинистой ДПП, содержащих разные начальные концентрации нефти (вариант сухая почва)

Устранение острого токсического действия нефтяных загрязнений согласно полученным трендам в экспериментах с исходно влажной среднесуглинистой ДПП наблюдалось только при начальной концентрации поллютанта 7.1% на 148 сутки эксперимента. В варианте с исходной концентрацией нефти 9.0% также наблюдается снижение острой токсичности во времени. Ингибирование роста корней пшеницы при данной концентрации к концу эксперимента находилось в пределах погрешности использованного метода анализа и составляло 12%.

Закономерное снижение токсичности почвенных образцов на более высоких концентрациях (13.0%, 16.7%, 20.0%) в полугодовом эксперименте не отмечалось (рис. 6).

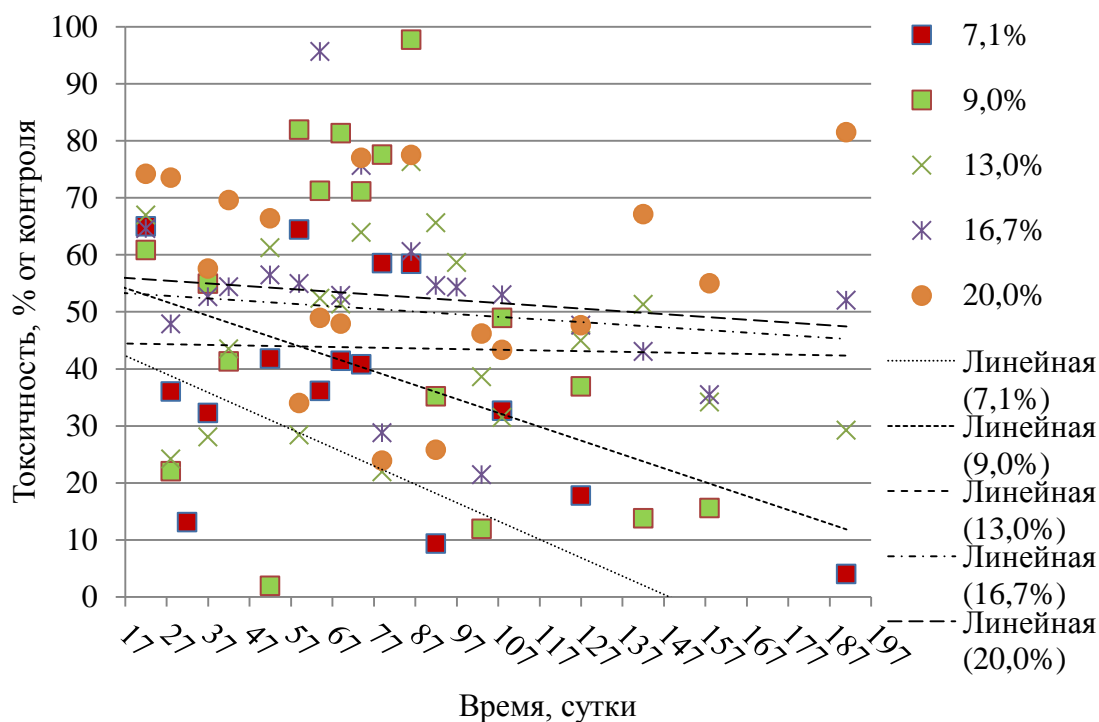


Рис. 6. Изменение во времени острой токсичности опытных образцов среднесуглинистой ДПП, содержащих разные начальные концентрации нефти (вариант влажная почва)

В экспериментах с супесчаной ДПП взятой в суховоздушном состоянии наблюдался тренд снижения «первичной» острой токсичности в образцах содержащих 2.4% и 4.8% нефти (рис. 7), что не было отмечено в образцах с 9.0% и 13.0% содержанием нефти.

Фактическая зафиксированная токсичность в исходно сухой супесчаной ДПП на 190 сутки эксперимента для концентраций нефти 2.4% и 4.8% составила 31% и 49% соответственно.

В варианте с исходно влажной супесчаной ДПП тенденция к снижению «первичной» острой токсичности при концентрации нефти 2.4% и 4.8% прослеживалась первые 64 дня (рис. 8). В дальнейшем наблюдалось вторичное увеличение токсичности нефтезагрязненной почвы, значение которой при указанных концентрациях превышало начальные показатели.

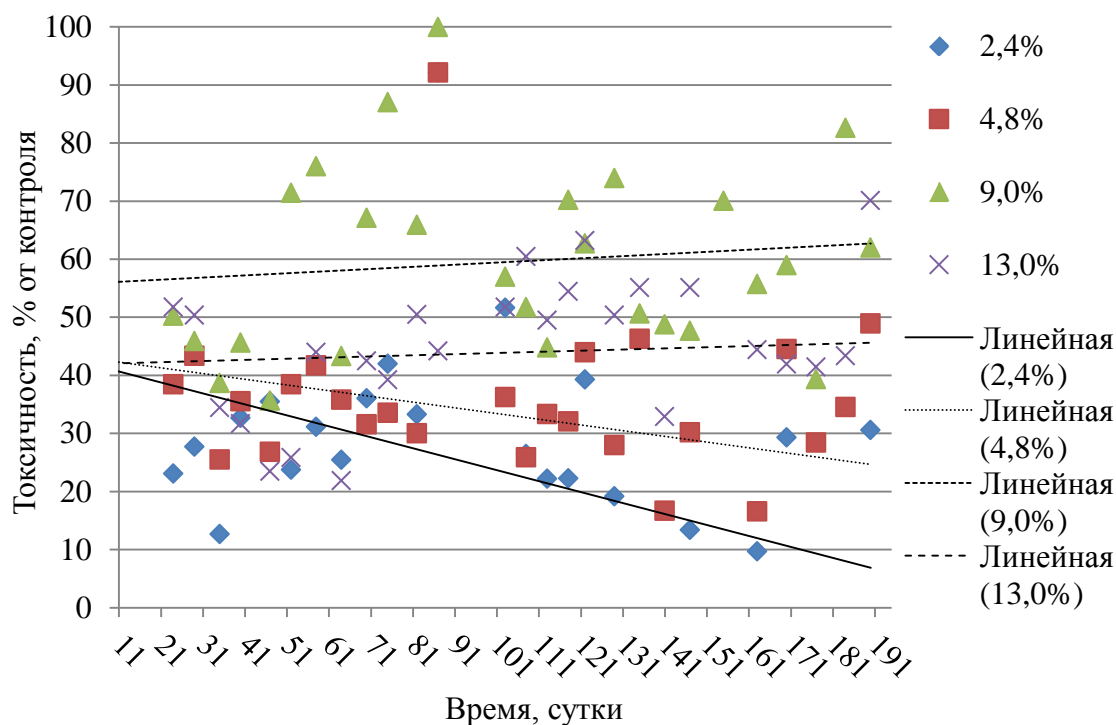


Рис. 7. Изменение во времени острой токсичности опытных образцов супесчаной ДПП, содержащих разные начальные концентрации нефти (вариант сухая почва)

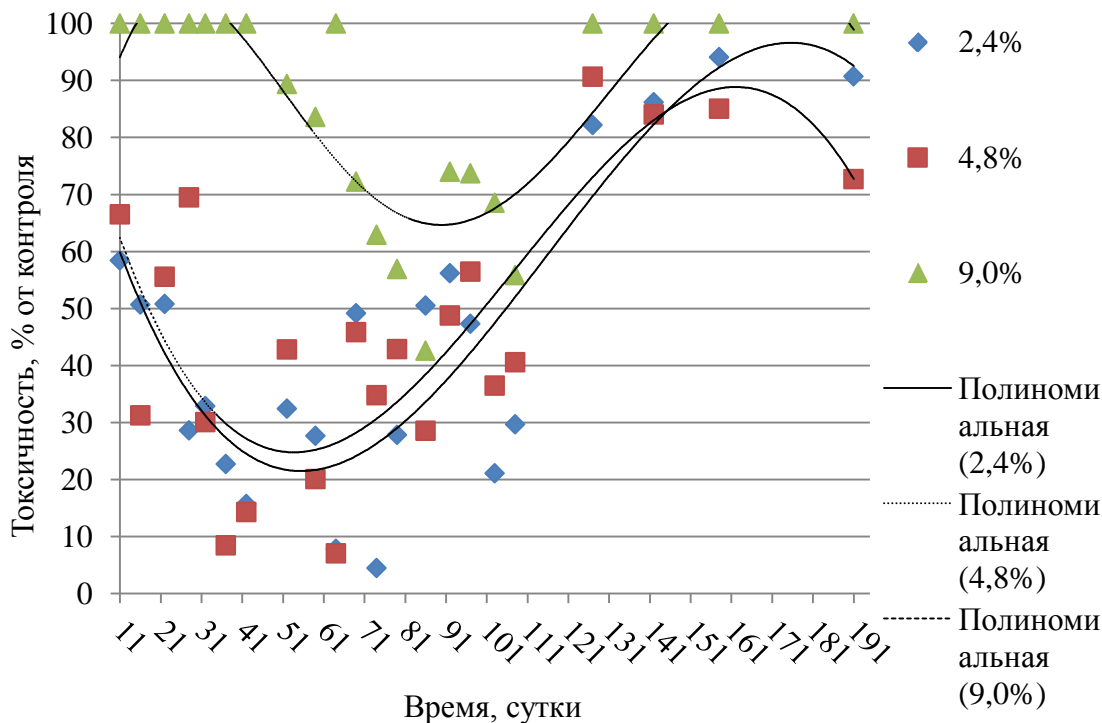


Рис. 8. Изменение во времени острой токсичности опытных образцов супесчаной ДПП, содержащих разные начальные концентрации нефти (вариант влажная почва)

Выводы

Угнетающее действие нефти на токсикологические свойства почв в большей степени проявляется в образцах исходно взятых во влажном состоянии. В образцах, исходно взятых в суховоздушном состоянии, различия отрицательного воздействия нефтяных загрязнений в почвах разного механического состава нивелируются.

Полученные на дерново-подзолистых почвах разного механического состава тренды позволяют прогнозировать сроки устранения острой токсичности нефтезагрязненной почвы. При минимальных восстановительных мероприятиях снижение острой токсичности нефтезагрязненной среднесуглинистой почвы происходит в несколько раз быстрее, чем в более легкой супесчаной почве.

Список литературы

1. Аммосова Я.М., Трофимов С.Я., Суханова Н.И. Нефтезагрязненные почвы // Агрехимический вестник. 1999. Вып. 5. С. 37-38.
2. Бреус И.П., Мищенко А.А., Неклюдов С.А., Бреус В.А., Горбачук В.В. Сорбция углеводородов черноземом выщелоченным // Почвоведение. 2003. № 3. С. 317-327.
3. Гилязов М.Ю., Гайсин И.А. Агрэкологическая характеристика и приемы рекультивации нефтезагрязненных черноземов Республики Татарстан. Казань: Фэн, 2003. 228 с.
4. Ситдииков Р.Н. Влияние нефтепромысловых поллютантов и рекультивации на агрофизические свойства почв Приуралья Республики Башкортостан: Автореф. дис. ... канд. с-х. наук. Уфа, 2002. 24 с.
5. ФР. 1.39.2006.02264 Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв. М-П-2006. СПб., 2009. 22 с.

ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИИ ПОЧВЕННЫХ НЕМАТОД

Белова Е.Б., младший научный сотрудник

Колсанова Р.Р., научный сотрудник

E-mail: dzhesi@yandex.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

По результатам сравнительного анализа экологических особенностей свободноживущих и паразитических почвенных нематод выявлено сходство их жизненных циклов. Показано, что в обоих случаях имеются покоящиеся формы (личинки или цисты), устойчивые к неблагоприятным условиям среды. Нематоды рода *Caenorhabditis* могут быть удобной моделью для изучения эволюции термотолерантности пойкилотермных *Metazoa*.

Ключевые слова: экология, свободноживущие, паразитические почвенные нематоды, почвенные нематоды.

Круглые черви, или нематоды, – это тип первичнополостных червей. В настоящее время описано около 30 тыс. видов паразитических и свободноживущих нематод. Однако оценка реального разнообразия, основывающаяся на темпах описания новых видов (в особенности, специализированных паразитов насекомых), позволяет предположить существование около миллиона видов. Нематоды являются второй по видовому разнообразию группой царства животных после насекомых.

Свободноживущие нематоды обитают в почве, пресных водах и море, где численность их может превышать 1 млн. особей на 1 м³. Они играют важную роль в экосистемах. Нематоды *Halicephalobus mephisto* (Borgonie & Onstott, 2011) считаются самыми глубоководными сухопутными многоклеточными организмами на планете (Borgonie et al., 2011).

Многие представители нематод стали паразитами или комменсалами животных всех крупных систематических групп, включая простейших. Они вызывают нематодные болезни растений и различные нематодозы у животных и человека.

В целом эту группу животных можно охарактеризовать как находящуюся в стадии биологического прогресса. Темпы этого биологического прогресса можно проиллюстрировать на примере нематод, паразитирующих на растениях. Если стеблевые нематоды давно известны как вредители сельскохозяйственных и декоративных растений, то вредоносность корневых нематод до настоящего времени почти не изучалась. В литературе 30-40-х гг. прошлого столетия они рассматриваются лишь как потенциальные вредители сельскохозяйственных культур, ущерб от которых незначителен. В Сельскохозяйственном энциклопедическом словаре, изданном в 1989 г., перечислены три вида корневых нематод: свекловичная нематода *Heterodera schachtii* (Schmidt, 1871), золотистая картофельная нематода *Globodera rostochiensis* (Woll., 1923) и овсяная нематода *Heterodera avenae* (Woll., 1924). Все три вида описываются как вредители соответствующих культур, дающие одно поколение в год. Свекловичная нематода поражает корнеплоды свеклы, вызывая значительные потери на посевах (до 60% веса корнеплода). При этом снижается и содержание сахара в корнеплодах (на 60% и более). Картофельная нематода паразитирует на картофеле, томатах и других видах пасленовых. Поселяется на корнях и вызывает заболевание растений, называемое глободероз. На участках с бессменным возделыванием картофеля урожайность может снижаться на 70% и более. Очаги глободероза быстрее заселяются колорадским жуком, такие посадки в первую очередь поражаются фитофторозом (Жиглова, 2003). Овсяная нематода поражает зерновые культуры (пшеницу, ячмень, овес), снижая их урожайность на 5-30%. Перечисленные виды нематод в настоящее время дают уже не по одному, а по два-три поколения в год.

В настоящее время ежегодные потери урожая по вине корневых нематод оцениваются в 100 млрд. долларов США (Жиглова, 2003). В связи с этим вполне оправдан интерес исследователей к биологии и экологии этих видов, а также к их изменениям на фоне современного глобального потепления климата Земли.

Особенности экологии и эволюции почвенных нематод удобно рассмотреть на примере нематод рода *Caenorhabditis*. Интерес к изучению представителей этого рода обусловлен тем, что два вида – *Caenorhabditis elegans* (Maupas, 1900) и *Caenorhabditis briggsae* (Briggs, 1946) – в последние полвека являются одними из популярнейших модельных организмов при проведении исследований по молекулярной биологии,

молекулярной генетике, физиологии и биологии развития. Разработанные к настоящему времени методические подходы и накопленные знания о молекулярных и клеточных механизмах многих функций организмов этих нематод позволяют проводить исследования механизмов адаптаций на организменном и надорганизменном уровнях, а также детально изучать в эксперименте влияние отдельных факторов среды на организм и на популяцию.

Род *Caenorhabditis* состоит из морфологически сходных, но экологически различных видов. Несмотря на то, что некоторые виды рода *Caenorhabditis* давно изучаются в лабораториях всего мира, информации об экологии большинства видов этого рода недостаточно. Даже *C. elegans*, детально изученный в других аспектах, остается загадкой, когда речь заходит об его экологии.

Все виды *Caenorhabditis* населяют богатые разлагающейся органикой и бактериями субстраты. В этих условиях численность популяции быстро увеличивается, и локальная плотность особей может достигать очень больших значений, как это происходит при выращивании *Caenorhabditis* в лабораторных условиях (Kiontke, Sudhaus, 2006). Ни один из видов *Caenorhabditis* нельзя назвать почвенными нематодами в том смысле, что популяции размножающихся червей обитают в почве. В почве находят лишь ювенильных особей, которые могут развиваться только при добавлении органических веществ. Многие виды, включая *C. elegans*, обнаружены лишь в антропогенных местообитаниях, в то время как их естественные местообитания неизвестны.

Какими микроорганизмами питаются эти нематоды в природе неизвестно. Все виды *Caenorhabditis*, выращиваемые в лабораториях, более или менее хорошо растут на культуре *E. coli*. При этом *E. coli* вряд ли является природной пищей нематод. Р. Grewal (1991) выделил 10 видов бактерий, обитавших вместе с *C. elegans* в почве, используемой для выращивания грибов. Пять из них поддерживали рост и размножение *C. elegans* в течение многих поколений в моноксенической культуре. На четырех других видах нематоды росли медленно и через несколько поколений переставали размножаться. На бактериях рода *Bacillus* *C. elegans* не росли вовсе. Кроме этого известно, что нематода *C. elegans* способна питаться амебами *Dictyostelium discoideum* (Raper, 1935).

Ювенильные особи многих видов *Caenorhabditis* связаны с другими беспозвоночными. В литературе описаны два типа таких ассоциаций – некрометрия и форезия (Kiontke, Sudhaus, 2006). При некрометрии ювенильные особи поселяются на животном и дожидаются его гибели. После этого они начинают активно развиваться на разлагающемся трупе. Обычно такие виды не покидают организм хозяина. При форезии животное-хозяин используется лишь как транспортное средство. Ювенильные особи переносятся к новому источнику пищи, где покидают своего хозяина (живого или погибшего) и возобновляют развитие.

У некоторых видов *Caenorhabditis* наблюдается взаимодействие между двумя описанными типами ассоциаций. Чисто форетические виды неспособны размножаться на трупе своего хозяина, в то время как чисто некрометрические виды никогда не покидают хозяина. *C. elegans*, *C. japonica* и *C. remanei* при благоприятных условиях покидают животное-переносчика. При этом все три вида могут развиваться на трупе хозяина, по крайней мере, в лабораторных условиях. Такой тип ассоциации был назван «факультативной некрометрией» (Kiontke, Sudhaus, 2006).

Для покоящихся личинок *Caenorhabditis* характерно раннее сбрасывание J2 кутикулы. Следовательно, эти личинки не покрыты кутикулой. Вне рода *Caenorhabditis* покоящиеся личинки, лишенные кутикулы, известны лишь у форетических видов. Поэтому можно предполагать наличие форезии у тех видов, у которых она до настоящего времени не описана. Очевидно, что лишенные кутикулы личинки менее устойчивы к высыханию. Покоящиеся личинки большинства видов *Caenorhabditis* выдерживают лишь кратковременное подсушивание: три дня при 32 °С (*C. briggsae*), при комнатной температуре – от нескольких дней (*C. elegans* и *C. plicata*) до одного месяца (*C. remanei*).

Несколько видов *Caenorhabditis* были обнаружены в организме теплокровных животных, и один вид – в организме крокодила. *C. avicola* была найдена в кишечнике птиц. *C. bovis*, *C. clavopapillata* и *C. genitalis* обнаружены в млекопитающих. Хотя эти виды и описаны как паразитические находки, за исключением *C. bovis*, были единичными и, скорее всего, эти ассоциации случайны. Даже *C. bovis* вряд ли является паразитом в узком смысле слова, скорее речь идет о заселении богатой бактериями среды при воспалении слухового канала зебу.

Три вида нематод (*C. briggsae*, *C. remanei* и *C. elegans*) встречаются в антропогенных местообитаниях, таких как компост и садовая почва. *C. briggsae* и *C. remanei* также находили на беспозвоночных, собранных в лесах (Kiontke, Sudhaus, 2006). Следовательно, можно предположить, что естественными местообитаниями этих двух видов являются лесные почвы, богатые разлагающимися органическими веществами и заселенные изоподами и моллюсками. *C. elegans* практически не встречается за пределами антропогенных местообитаний, несмотря на большое количество образцов, собранных в разных регионах (Barrière, Félix, 2005). Естественное местообитание этого вида по-прежнему остается неизвестным.

Экология видов рода *Caenorhabditis* различна. В процессе своей эволюции эти виды осваивали новые местообитания. Особо следует отметить следующие эволюционные тенденции (Kiontke, Sudhaus, 2006):

1. *C. drosophilae* заселил гниющие ткани кактуса и эволюционировал к форезии в лобном пузыре на голове кактусофильных дрозофилид.

2. Факультативная некрометрия могла развиться из форезии у таких видов как *C. briggsae*, *C. remanei*, *C. elegans* и *C. japonica*.

3. Поскольку *C. briggsae*, *C. remanei* и *C. elegans* нередко встречаются на улитках, они могут быть ассоциированы и с другими гастроподами.

4. Некоторые виды *Caenorhabditis* были найдены на птицах и млекопитающих, где они подвергались воздействию температуры около 37 °С. Кроме этого, *C. drosophilae* и *C. sonorensis* выращивали в лаборатории при 31 °С, а в естественных местообитаниях, в пустынях, они могли подвергаться воздействию и значительно более высоких температур. Как оказалось, многие виды *Caenorhabditis* обладают очень высокой термотолерантностью, что позволяет им вести "псевдопаразитический" образ жизни на теплокровных животных (Kiontke, Sudhaus, 2006).

Всего описано 23 вида *Caenorhabditis*. Находки большинства из них единичны. Наиболее полно изучена экология шести видов: *C. bovis*, *C. briggsae*, *C. drosophilae*, *C. elegans*, *C. japonica* и *C. remanei*.

C. bovis регулярно находят в воспаленном наружном слуховом канале зебу (вместе с личинками мух *Chrysomya bezziana*). Изредка *C. bovis* находят в почвах, содержащих навоз, и на мухах. Очевидно, мухи переносят ювенильных особей *C.*

bovis из ушной раковины зебу. Естественное местообитание *C. bovis*, помимо уха зебу, неизвестно. Эта нематода переносит очень высокие температуры. В лаборатории она росла при 32-35 °С. В ушном канале зебу температура превышает 37 °С, а температура барабанной перепонки достигает 38 °С и выше (Kiontke, Sudhaus, 2006).

C. briggsae обнаружена в богатых садовых почвах и компостных кучах. Все находки вида относятся к антропогенным местообитаниям, за исключением единственного сбора в лесной почве (Barrière, Félix, 2005). Следовательно, можно говорить, что естественное местообитание вида неизвестно.

C. drosophilae регулярно встречается в гниющих тканях гигантского кактуса *Cereus giganteus* в Аризоне, США. Покоящиеся ювенильные особи форетически связаны с *Drosophila nigrospiracula*. Они переносятся на голове мухи внутри лобного пузыря. Для выхода из покоящейся стадии личинкам необходим сигнал из организма мухи. Без этого сигнала они не могут продолжать нормальное развитие, даже при переносе на ткани кактуса. Следовательно, для этого вида форезия физиологически необходима для возобновления развития. Покоящиеся личинки не способны сами покинуть своего переносчика. Вероятно, они высвобождаются после гибели мухи на гниющем кактусе (Kiontke, Sudhaus, 2006).

C. elegans чаще всего встречается в антропогенных местообитаниях: в компосте, в почве для выращивания грибов, в садовой почве в Европе, в Поволжье, в Северной Америке, в Северной Африке, на Мадейре, Гавайях и в Австралии. Описаны находки этого вида на берегах рек в Германии и Италии. Покоящиеся личинки этого вида найдены на ракообразных (*Isopoda*), улитках, слизнях, клещах и многоножках.

Популяционно-генетические исследования показали, что *C. elegans* мигрирует на чрезвычайно большие расстояния. Миграция облегчается за счет животных-переносчиков при их распределении по ареалу. Варианты *C. elegans*, сходные по геномным последовательностям, по поведенческим, физиологическим и морфологическим признакам, обнаружены и в Европе, и в Северной Америке. Это означает, что данный вид мигрирует между континентами. Возможно, такая миграция связана с хозяйственной деятельностью человека.

В природных сборах *C. elegans* представлена в основном покоящимися личинками (Barrière, Félix, 2005). Другие стадии встречаются крайне редко, всегда в

верхних слоях компоста, содержащих свежегниющий органический материал. В соответствии с выбором субстрата, богатого бактериями, *C. elegans* предпочитает довольно низкие концентрации кислорода (около 6%) и избегает как очень низкие (2%), так и высокие (>12%) его концентрации. Естественное местообитание *C. elegans* остается неизвестным (Kiontke, Sudhaus, 2006).

C. japonica была обнаружена под щитком древесных щитников *Parastrachia japonensis* (*Heteroptera*) с японских островов Кюсю и Сикоку. Экология этого вида в настоящее время исследуется. Вид размножается в гнездах названных клопов, вероятно на погибших яйцах, нимфах и экзuviaх. Размножающиеся *C. japonica* были выявлены и на трупах взрослых клопов. Следовательно, для вида характерна факультативная некротения (Kiontke, Sudhaus, 2006).

C. remanei регулярно находят в свежем компосте в Германии и Северной Африке. Этот вид обнаружен также в погадках птиц, разлагающейся древесине, заселенной ракообразными (*Isopoda*) и многоножками. Покоящиеся личинки бывают ассоциированы с ракообразными (*Isopoda*), улитками и слизнями. Вероятнее всего, взаимоотношения данного вида с *Isopoda* являются форезией. Однако в лаборатории *C. remanei* размножались на погибших равноногих, поэтому некоторые исследователи считают данный вид некротическим. Взрослые черви этого вида были найдены на кусочках яблока, помещенных на поверхности компостной кучи. *C. remanei* – первый вид, успешно заселивший этот субстрат. В природе вид встречается в диких лесах, но места размножения его неизвестны. Поэтому вопрос о естественных местообитаниях *C. remanei* остается открытым (Kiontke, Sudhaus, 2006).

Находки остальных видов рода *Caenorhabditis* единичны. Червей находили не только в почве, но и в тканях растений, в плодовых телах грибов *Basidiomycetes*, в кишечнике птиц (*C. avicola*). Является ли *C. avicola* паразитической нематодой, либо черви были проглочены с пищей, неизвестно (Kiontke, Sudhaus, 2006).

Таким образом, род *Caenorhabditis* включает в себя как свободноживущие виды, так и виды, ассоциированные с другими организмами (растениями, позвоночными и беспозвоночными животными). В большинстве случаев эти взаимоотношения являются факультативными. Достоверной информации о паразитизме *Caenorhabditis* в научной литературе не имеется. В целом виды рода *Caenorhabditis* характеризуются высоким адаптационным потенциалом. В ранних

исследованиях у них выявлены сильные межвидовые и внутривидовые различия верхних пределов температур для размножения, коррелирующие с температурными условиями местообитаний (Fatt, Dougherty, 1963; Brun, 1965; Fodor et al., 1983). В то же время, у *Caenorhabditis* не изучалась возможность наличия межвидовых различий в устойчивости к температурным экстремумам, которые являются следствием настройки организма на температурные условия существования вида у многих пойкилотермных *Metazoa* (Шмидт-Ниельсен, 1982; Hoffmann et al., 2003). Настройки организма на температурные условия существования, как правило, сохраняются и при длительном культивировании вида в лаборатории. Поэтому *Caenorhabditis* могут быть удобной моделью для изучения эволюции термотолерантности пойкилотермных *Metazoa*.

Характерной особенностью жизненного цикла почвенных нематод является наличие покоящихся форм, позволяющих длительное сохранение организма при наступлении неблагоприятных условий среды. Образование покоящихся форм может быть как облигатным (у паразитических нематод), так и факультативным (у свободноживущих нематод). Например, у свободноживущей нематоды *C. elegans* в неблагоприятных условиях среды происходит задержка развития на третьей личиночной стадии и формируется так называемая покоящаяся личинка (*dauer larva*), сохраняющаяся до 70 сут. При наступлении благоприятных условий *C. elegans* выходит из этой стадии и продолжается нормальное развитие. К условиям, вызывающим формирование покоящейся личинки, относятся высокая температура (как правило, выше 25°C), ограничение по пищевым ресурсам или высокая плотность популяции, мерилем которой является содержание в среде особых веществ – феромонов, выделяемых организмами *C. elegans* (Jorgensen, Mango, 2002).

Золотистая картофельная нематода *Globodera rostochiensis* (Woll., 1923) сохраняется в почве в виде цист – отмерших самок с яйцами и личинками внутри тела. В начале лета под влиянием корневых выделений картофеля из цист выходят червеобразные личинки микроскопического размера и внедряются в корни. Молодые самки утолщаются, их тело выступает наружу, прорвав корень, а головной конец остается погруженным в ткань корня. Они продуцируют от нескольких десятков до нескольких сотен яиц, которые остаются внутри тела. Самки постепенно превращаются в цисты – становятся шаровидными, внутренние органы у них

отмирают, кутикула затвердевает и утолщается. С момента цветения картофеля цисты можно обнаружить невооруженным глазом на корнях в виде белых, желтых, коричневых шариков размером с маковое семя. При уборке урожая цисты с корней опадают. С годами нематода накапливается и сохраняется в почве более 10 лет даже при отсутствии картофеля (Жиглова, 2003). Жизненный цикл с образованием цист характерен также для свекловичной нематоды *H. schachtii* и овсяной нематоды *H. avenae*. Наличие у паразитических нематод покоящихся форм существенно повышает их вредоносность и затрудняет борьбу с этими вредителями. При длительном возделывании культуры на одном и том же участке цисты накапливаются в почве, тем самым повышая ее зараженность. Покоящиеся формы нематод более устойчивы к действию неблагоприятных факторов среды, включая пестициды, чем активные формы. Поэтому для успешной борьбы с корневыми нематодами необходима разработка специальных агротехнических приемов, включая новые поколения нематоцидов.

Список литературы

1. Жиглова О.В. Нематода из мира нитеподобных // Сельскохозяйственные вести. 2003. № 3. С. 25–27.
2. Шмидт-Ниельсен К. Физиология животных. Приспособление и среда. В 2 т. Т.1. М.: Мир, 1982. 414 с.
3. Barrière A., Félix M.-A. High local genetic diversity and low outcrossing rate in *Caenorhabditis elegans* natural populations // Current Biology. 2005. V. 15. P. 1176-1184.
4. Borgonie G., García-Moyano A., Litthauer D., Bert W., Bester A., van Heerden E., Möller C., Frasmus M., Onstott T.C. Nematoda from the terrestrial deep subsurface of South Africa // Nature. 2011. V. 474. P. 79–82.
5. Brun J. Genetic adaptation of *C. elegans* (Nematoda) to high temperatures // Science. 1965. V. 150. P. 1467.
6. Fatt H.V., Dougherty E.C. Genetic control of differential heat tolerance in two strains of the nematode, *Caenorhabditis elegans* // Science. 1963. V. 141. P. 266-267.
7. Fodor A., Riddle D.L., Nelson F.K., Golde J.W. Comparison of a new wild-type *Caenorhabditis briggsae* with laboratory strains of *C.briggsae* and *C.elegans* // Nematologica. 1983. V. 29. P. 203-217.

8. Grewal P.S. Influence of bacteria and temperature on the reproduction of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda: Rhabditidae) infesting mushrooms (*Agaricus bisporus*) // *Nematologica*. 1991. V. 37. P. 72-82.
9. Hoffmann A.A., Sørensen J.G., Loeschke V. Adaptation of *Drosophila* to temperature extremes: bringing together quantitative and molecular approaches // *J. Therm. Biol.* 2003. V. 28. P. 175-216.
10. Jorgensen E.M., Mango S.E. The art and design of genetic screens: *Caenorhabditis elegans* // *Nature Reviews. Genetics*. 2002. V. 3. P. 356-369.
11. Kiontke K., Sudhaus W. Ecology of *Caenorhabditis* species (January 09, 2006), WormBook, ed. The *C.elegans* Research Community, WormBook, doi/10.1895/wormbook.1.37.1, Режим доступа: <http://www.wormbook.org>, свободный. [Дата обращения: 20.03.2014].

ДИНАМИКА ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ

Каримуллин Л.К., инженер-исследователь

E-mail: karlenar@yandex.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

Исследованы особенности ферментативной активности дерново-подзолистых нефтезагрязненных почв разного механического состава. Продемонстрирована взаимосвязь между механическим составом почвы, исходным содержанием сырой нефти и длительностью воздействия. Экспериментально показано, что в более тяжелых почвах в условиях нефтяного загрязнения восстановление активности почвенных микробоценозов происходит значительно быстрее, чем в легких супесчаных почвах.

Ключевые слова: нефть, дерново-подзолистые почвы, каталазная активность, урезная активность.

С ростом техногенной деятельности человека, направленной на увеличение добычи, транспортировки, переработки и использования нефти, существенно возрастают масштабы загрязнения окружающей среды. Заметно ухудшается экологическая обстановка почвенных покровов, угнетается самоочищающаяся способность почвы на достаточно обширных территориях.

Несмотря на техногенные воздействия, основными регуляторными механизмами, поддерживающими почвенный гомеостаз, остаются микробиологическая и ферментативная активность почв, контролирующие синтетико-деструктивные биохимические процессы (Хазиев, 1982). Именно ферменты почвенных микроорганизмов играют активную роль в процессах «самоочищения» почв от экзогенных веществ, трансформируя, нейтрализуя, разрушая не свойственные почвам вещества, которые могут быть токсичными изначально или в результате их накопления выше определенных пределов (Розанов, 1983; Солнцева, 1981).

Гидролитические и окислительно-восстановительные ферментные системы включают в биогеохимические циклы азот, фосфор, углерод, серу. Тем самым ферментные системы непосредственно участвует в осуществлении почвой ряда экологических функций: трофической, санитарно-восстановительной и др. Ферменты системы «микроорганизмы – почва» играют важную роль в сохранении биохимического равновесия в почве при ее различных загрязнениях (Халимов, Левин, Гузев, 1996). Благодаря микробиологической и ферментативной активности метаболизм почвы может оставаться стабильным, даже если условия окружающей среды неблагоприятны для жизнедеятельности микроорганизмов.

Цель работы – изучить изменение ферментативной активности нефтезагрязненных дерново-подзолистых почв разного механического состава в условиях длительного воздействия поллютанта и оптимизации факторов среды.

Для проведения лабораторных экспериментов использовались образцы дерново-подзолистых супесчаных и среднесуглинистых почв. Образцы почв после предварительного просушивания и удаления корней растений просеивались через сита Винклера с диаметром ячеек 1 мм. Опытные варианты с содержанием сернистой нефти в интервале концентраций от 2.4% до 20.0% готовились с учетом «нефтеемкости» почв разного механического состава, путем ее смешения весовым методом с «чистыми» образцами исследуемых почв. Контролем служила незагрязненная почва.

В ходе лабораторных экспериментов образцы почв периодически рыхлились и увлажнялись. Влажность поддерживалась на уровне 60% от полной влагоемкости почвы, температура в интервале 20-24 °С.

На 7, 30 и 180 сутки инкубации в исследуемых почвах определялись каталазная и уреазная активность (Хазиев, 2005) и суммарное содержание нефтепродуктов (НП) (ПНД Ф..., 1983).

Проведенные исследования дерново-подзолистых почв показали, что активность изученных ферментов закономерно определяется механическим составом почвы. Так, каталазная активность контрольной (чистой) дерновой подзолистой (ДП) супесчаной почвы в ходе эксперимента не превышала 0.08 мг H_2O_2 /г, тогда как ее уровень в ДП среднесуглинистой почве был существенно выше и варьировал от 0.37 до 0.81 мг H_2O_2 /г. Уреазная активность незагрязненной ДП среднесуглинистой почвы

была в 2 раза выше, чем супесчаной (0.41-0.59 против 0.13-0.35 мкг N/г*час, соответственно).

Внесение нефти – источника органического углерода – в ДП почвы приводило к повышению ферментативной активности микробных сообществ. Однако ее влияние на почвы разного механического состава существенно отличалось.

Так, если в ДП супесчаной почве на 7 суток эксперимента в вариантах, содержащих 2.4 и 4.8% поллютанта, каталазная активность была значительно выше, чем в контроле, то при концентрации нефти 9.0 и 13.0% ее значения были ниже или на уровне контроля (рис. 1). На 30 суток эксперимента токсическое действие нефтяных компонентов проявлялось только в варианте, содержащем 13.0% поллютанта, а на 180 суток во всех опытных образцах каталазная активность была выше, чем в контрольных образцах. Однако и на 180 суток инкубации остаточные концентрации нефтяных компонентов в варианте 13.0% ингибировали почвенное микробное сообщество, что выражалось в снижении каталазной активности.

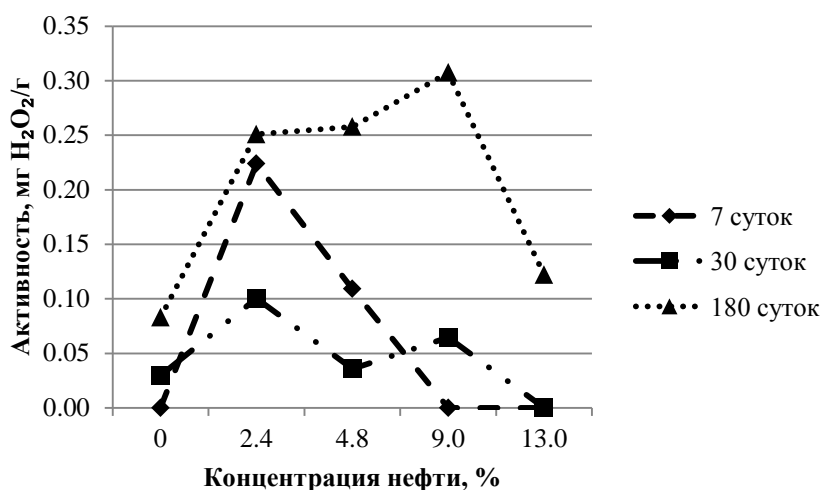


Рис. 1. Каталазная активность дерново-подзолистой супесчаной почвы при разных уровнях загрязнения и сроках инкубации

В отличие от ДП супесчаной почвы в ДП среднесуглинистой почве ингибирующее действие нефтяных загрязнений во всем диапазоне испытанных концентраций на протяжении всего эксперимента не проявлялось. Токсическое действие поллютанта в концентрациях 9.0-20.0% проявлялось в незначительном снижении каталазной активности почвы, относительно вариантов, содержащих более низкие концентрации загрязняющих веществ (рис. 2).

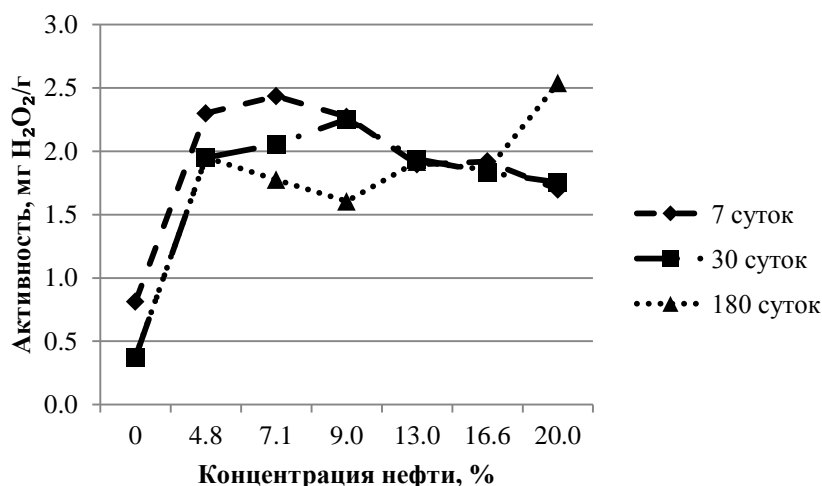


Рис. 2. Каталазная активность дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы при разных уровнях загрязнения и сроках инкубации

Изменение уреазной активности нефтезагрязненной ДП супесчаной почвы, также как и каталазной, определялось начальной концентрацией поллютанта и длительностью его воздействия. Уреазная активность во всех опытных вариантах на супесчаной почве была выше, чем в контроле. На 7 и 30 сутки при концентрациях нефти выше 2.4% и на 180 сутки при концентрации выше 4.8% наблюдалось снижение уреазной активности относительно максимально полученных при более низких концентрациях поллютанта значений (рис. 3).

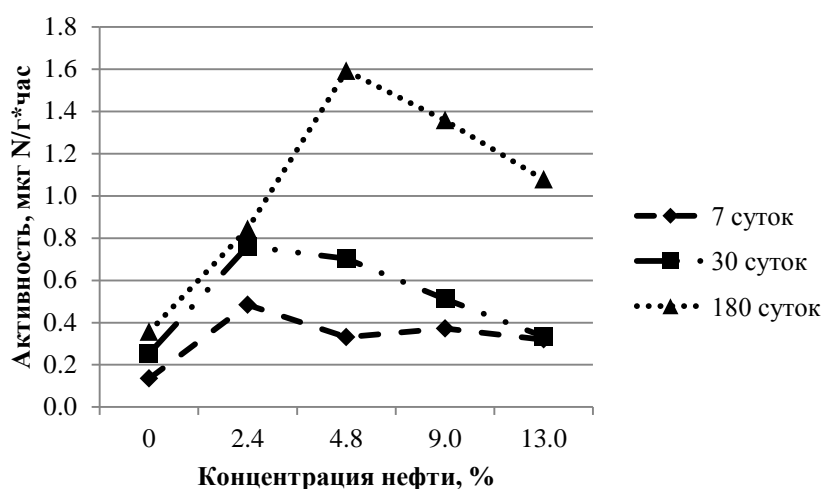


Рис. 3. Уреазная активность дерново-подзолистой супесчаной почвы при разных уровнях загрязнения и сроках инкубации

Что касается нефтезагрязненной ДП среднесуглинистой почвы, то в ней на протяжении всего эксперимента, во всем диапазоне испытанных концентраций наблюдалась прямая зависимость между уреазной активностью и начальной концентрацией поллютанта (рис. 4). Снижение ферментативной активности на 180 сутки эксперимента в сравнении с 7 и 30 сутками, вероятно, определяется истощением в почве доступного для трансформации субстрата.

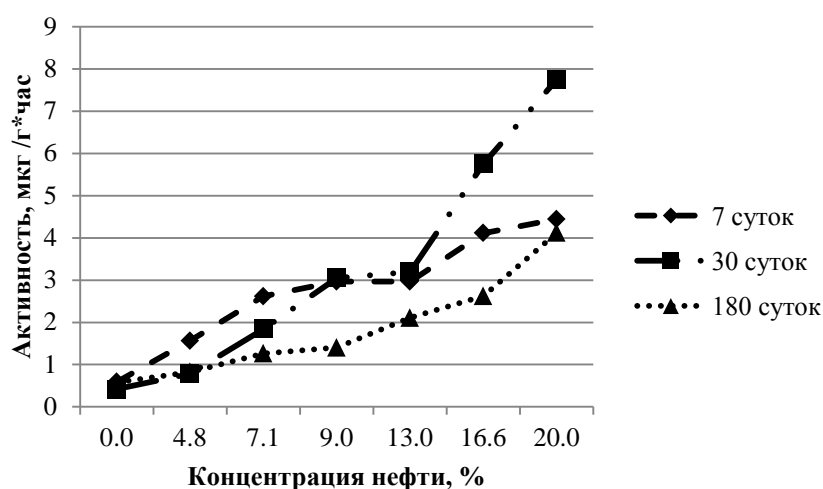


Рис. 4. Уреазная активность дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы при разных уровнях загрязнения и сроках инкубации

Проведенные исследования показали, что при попадании нефти в дерново-подзолистые почвы разного механического состава в них протекают однонаправленные процессы, интенсивность которых определяется характеристиками почв.

Легкие почвы менее устойчивы к токсическому действию «свежих» нефтяных загрязнений.

Ферментативная активность и интенсивность минерализации нефтяных компонентов в среднесуглинистой почве превосходили соответствующие характеристики супесчаной почвы.

Ферментативная активность является показателем, адекватно отражающим интенсивность деструкции нефтяных загрязнений, и позволяет объективно контролировать и прогнозировать активность процессов самоочищения и восстановления свойств нефтезагрязненных почв.

Полученные данные свидетельствуют, что длительное воздействие нефтяных загрязнений приводит к более серьезным нарушениям устойчивости почвенных микробоценозов легких почв, чем более тяжелых.

Список литературы

1. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98 Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органоминеральных почвах.
2. Розанов Б.Г. Морфология почв. М.: Изд-во МГУ, 1983. 217 с.
3. Солнцева Н.П. Геохимическая трансформация дерново-подзолистых почв под влиянием потоков высокоминерализованных сточных и пластовых вод / Н.П. Солнцева // Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. М.: Наука, 1981. С. 155-193.
4. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
5. Хазиев Ф.Х. Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. М.: Наука, 1982. 204 с.
6. Халимов Э.М., Левин С.В., Гузев В.С. Экологические и микробиологические аспекты повреждающего действия нефти на свойства почвы // Вестник Московского университета. Сер.17. Почвоведение. 1996. № 2. С. 59-64.

ПОВЕДЕНИЕ ИОНОВ МЕТАЛЛОВ В РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМАХ И ФАКТОРЫ ЕГО ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ

Мустафина Л.К., младший научный сотрудник

Юраниец-Лужаева Р.Ч., научный сотрудник

Габидуллина И.И., инженер-исследователь

E-mail: lyuciya-mustafina@yandex.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

В статье рассматривается влияние кислотности и других обобщенных характеристик вод на содержание ионов металлов в озерах Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника и в оз. Архиерейском.

Ключевые слова: поверхностные воды, ионы металлов, гидрохимические условия, гидролиз.

Металлы относятся к широко распространенным в природных водах загрязняющим веществам. Их токсичность, помимо химической природы, определяется формой нахождения в водной среде, которая в свою очередь обусловлена многими физико-химическими факторами, такими как минерализация, рН, температура, содержание растворенного кислорода, растворенного органического вещества. Загрязнение озер различными поллютантами, в том числе металлами, является важным фактором, влияющим на его экологическое состояние.

Целью настоящего исследования является изучение влияния кислотности и других гидрохимических характеристик воды (минерализация, содержание кислорода и органического вещества) на поведение ионов металлов в разнотипных озерах Приказанского региона.

В качестве объектов исследования выбраны озера Раифского участка Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника (ВКГПБЗ) и оз. Архиерейское, схожие по своим гидрологическим условиям и отсутствию прямой антропогенной нагрузки.

Гидрологические объекты Раифского участка ВКГПБЗ расположены на территории заповедника в его охранной зоне и представляют собой единую систему озер, которые по природным особенностям могут быть разделены на следующие основные группы (Унковская и др., 2006):

1) крупные карстовые озера, расположенные в долине р. Сумка (Белое, Раифское, Ильинское);

2) небольшие, карстовые, заболачивающиеся озера в долине р. Сер-Булак (Линево, Карасиха);

3) бессточные озера (Круглое, Шатуниха, Крутое, Торфяное);

4) бессточные заболачивающиеся (Илантово, Гнилое, Моховое, Долгое).

Оз. Архиерейское расположено в Лаишевском районе на южной оконечности с. Тарлаши. Водораздельное озеро сложнолопастной формы карстового происхождения (Государственный..., 2007). Оз. Архиерейское по своим гидрологическим особенностям может быть отнесено к 3 группе озер ВКГПБЗ.

Гидрохимическое обследование озер Раифского участка проводилось в летний период 2010-2013 гг., пробы отбирались с поверхностных и глубинных горизонтов. Пробы воды оз. Архиерейское отбирались в различные сезоны в одной точке на середине озера, с поверхностного и глубинных горизонтов (3, 6 и 9 м) в период 2011-2013 гг.

Металлы обладают высокой способностью к многообразным химическим, физико-химическим и биологическим реакциям. Многие металлы имеют переменную валентность и участвуют в окислительно-восстановительных процессах. Их соединения, как и другие химические соединения, способны перемещаться и перераспределяться в средах жизни, т.е. мигрировать. Миграция соединений металлов происходит в значительной степени в виде органо-минеральной составляющей. Следует отметить, что наибольшей токсичностью обладают гидратированные ионы (акваионы) металлов, а связанные в комплексы или малорастворимые соединения опасны в меньшей степени или почти безвредны (Мур, Рамамурти, 1987).

По мнению многих исследователей (Крайнов, Швец, 1992; Линник, Набиванец, 1986) увеличение содержания растворенных форм металлов по мере повышения солености обусловлено образованием прочных комплексных соединений с минеральной составляющей вод, что приводит к удерживанию металлов в водной

толще и активации процессов десорбции их подвижных форм с поверхности частиц взвешенных форм и донных отложений. Удерживанию тяжелых металлов в водной толще способствует также ослабление их сорбционного обмена со щелочноземельными металлами в составе взвешенных веществ (Аникиев и др., 1991; Крайнов, Швец, 1992). При этом отмечается, что увеличение в составе растворенных форм металлов доли ионных и неорганических форм связано с активацией процессов диссоциации органических комплексов металлов, которые обычно преобладают в составе растворенных форм в слабоминерализованных водах (Лапин, Красюков, 1986).

Электропроводность оз. Архиерейское, как показатель общего солесодержания, имеет невысокое значение (около 120 мкСм/м) и низкую вариабельность (от 100 до 120 мкСм/м), как по глубине, так и по сезонам. Это свидетельствует о стабильности химического состава вод. Вода в озере «мягкая» (средняя величина жесткости 1.3°Ж), в ней отсутствуют сульфаты (<10 мг/дм³), хлориды (<10 мг/дм³). Основной вклад в ионный состав воды вносят кальций (18 мг/дм³), калий (16 мг/дм³) и гидрокарбонаты (43 мг/дм³). Сухой остаток менее 100 мг/дм³. По водородному показателю (рН) вода озера относится к группе нормальных (нейтральных) вод.

Для крупного карстового оз. Раифское электропроводность составляет около 306 мкСм/см, средняя величина жесткости 2.7 °Ж, низкое значение сульфатов и хлоридов (<10 мг/дм³ и 10 мг/дм³ соответственно), содержание гидрокарбонатов около 150 мг/дм³. Вода озера слабощелочная.

Небольшое карстовое заболачивающееся оз. Линево по водородному показателю (рН) имеет нейтральную среду. Электропроводность 129 мкСм/см, вода в озере «мягкая» (средняя величина жесткости 0.75 °Ж), отсутствуют сульфаты и хлориды (<10 мг/дм³), концентрация гидрокарбонатов невысокая (49 мг/дм³). Бессточное оз. Шатуниха и бессточное заболачивающееся оз. Илантово относятся к группе нейтральных вод. Электропроводность озер имеет невысокое значение (около 70 мкСм/см). Средняя величина по жесткости 0.6 °Ж, отсутствуют сульфаты и хлориды (<10 мг/дм³), содержание гидрокарбонатов около 30 мг/дм³.

Для оз. Архиерейское значимые концентрации растворимых форм металлов (на уровне ПДК_{рх}) наблюдаются для железа, марганца, меди и цинка. Остальные исследованные металлы (никель, кобальт, кадмий, свинец, хром) содержатся в

концентрациях ниже минимально определяемых, что, по-видимому, определяется низкой минерализацией воды, гидрогеологическими условиями формирования подземного питания и отсутствием значительных организованных и неорганизованных сбросов. Концентрация растворенных форм металлов в озерах ВКГПБЗ существенно выше, чем в оз. Архиерейское, особенно железа и марганца, что может быть связано с геологическими и почвенными особенностями района и разложением накопившихся органических веществ. Максимальные значения в поверхностном слое для средних, за период наблюдения, концентраций отмечены для оз. Торфяное (30 ПДК), оз. Линево (18 ПДК), оз. Илантово (10 ПДК), оз. Карасиха и Гнилое (7 ПДК). В придонных слоях воды концентрация железа значительно выше во всех озерах и достигает 30-50 ПДК (оз. Гнилое, оз. Карасиха, оз. Торфяное, оз. Линево). К факторам такого концентрирования могут быть отнесены повышенная кислотность, высокое содержание органических веществ, восстановительные анаэробные условия, которые характерны для глубинных слоев воды. Для остальных исследованных металлов во всех озерах наблюдаются низкие концентрации, на уровне минимально определяемых (никель, свинец и кадмий) или близких к ним (медь и цинк). Причем мы не обнаружили явно выраженной стратификации по глубине. Содержание меди и цинка несколько выше в заболачивающихся озерах ВКГПБЗ, что также может быть связано с более кислыми водами таких озер, способствующих образованию растворимых соединений этих металлов.

Зная значения рН вод, при котором происходит осаждение того или иного металла из водных растворов в виде гидроксида или других солей, можно прогнозировать тенденцию его поведения при попадании в водоем. В зависимости от формы нахождения концентрация металлов в растворе при варьировании рН может изменяться по-разному (табл. 1) (Папина, 2004).

Воды озер Раифского участка ВКГПБЗ относятся к нейтрально-слабощелочным. На заболачивающихся озерах практически всегда отмечается слабокислая или нейтральная реакция среды. Для крупных карстовых озер, расположенных в долине р. Сумка, характерна щелочная реакция среды. В нейтральных водах преобладают в основном простые катионные формы миграции, которые с ростом значений рН сменяются гидрокарбонатными, карбонатными и гидроксокомплексами (Линник, Набиванец, 1986; Линник и др., 2006, Папина, 2004),

что приводит к снижению наблюдаемых концентраций растворимых форм железа (рис.1) и марганца (рис.2).

Таблица 1. Наиболее распространенные растворенные формы металлов в природных слабоминерализованных водах (в зависимости от pH) (Папина, 2004).

Металл	Форма существования
Al	Al^{3+}_{aq} (pH<4); $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)_3\downarrow$ (pH=4,5-6,5); $Al(OH)_4^-$ (pH>6,5)
Co	Co^{2+}_{aq} (pH < 8); $CoCO_3$, $Co(OH)_2\downarrow$ (pH > 7)
Cr (III)	Cr^{3+}_{aq} (pH < 6); $Cr(OH)^{2+}$, $Cr(OH)_2^+$, $Cr(OH)_4^-$, $Cr(OH)_3\downarrow$ (pH > 5,5)
Cu	CuL^* , Cu^{2+}_{aq} (pH < 7); $CuHPO_4$ (pH < 4); $CuCO_3\downarrow$ (pH > 5)
Fe	FeL , Fe^{3+}_{aq} (pH < 3); $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2^-$, $Fe(OH)_3\downarrow$ (pH > 3)
Mn	Mn^{2+}_{aq} (pH < 7); $Mn(OH)^+$; $Mn(OH)_2\downarrow$, $MnHCO_3^+$, $MnCO_3\downarrow$ (pH > 6-8)
Ni	Ni^{2+}_{aq} (pH < 7); NiL (pH < 9); $NiCO_3$, $Ni(OH)^+$, $Ni(OH)_2\downarrow$ (pH = 6-9)
Pb	Pb^{2+}_{aq} (pH < 4); PbL (pH=5-7); $Pb(OH)^+$ (pH=6-10); $Pb(OH)_2\downarrow$ (pH > 10); $PbCO_3\downarrow$ (pH=5-7)
Zn	Zn^{2+}_{aq} (pH < 7); $Zn(OH)^+$ (pH = 7-8); $Zn(OH)_2\downarrow$ (pH > 8)

L* – растворенные органические вещества, главным образом гуминовые и фульвокислоты.

Учитывая, что pH является логарифмической величиной, зависимости для железа хорошо описываются экспоненциальными кривыми, как для поверхностных, так и для глубинных слоев. Зависимость концентрации марганца имеет более сложный характер и определяется, видимо, рядом других факторов.

Известно, что поведение ионов марганца в поверхностных водах очень похоже на поведение железа, даже отмечается прямая корреляция между их концентрациями. Однако концентрация ионов марганца в озерах не зависит от особенностей питания озера, так как значительные количества марганца могут поступать в воду в процессе отмирания и разложения гидробионтов, в особенности сине-зеленых и диатомовых водорослей, а также высших водных растений (Линник, Набиванец, 1986).

Например, для оз. Архиерейское (рис. 3) концентрация ионов марганца возрастает с увеличением глубины озера. Высокое содержание марганца в придонных слоях, даже по сравнению с железом, обусловлено, главным образом, восстановительной средой, увеличивающей концентрацию его растворимых форм.

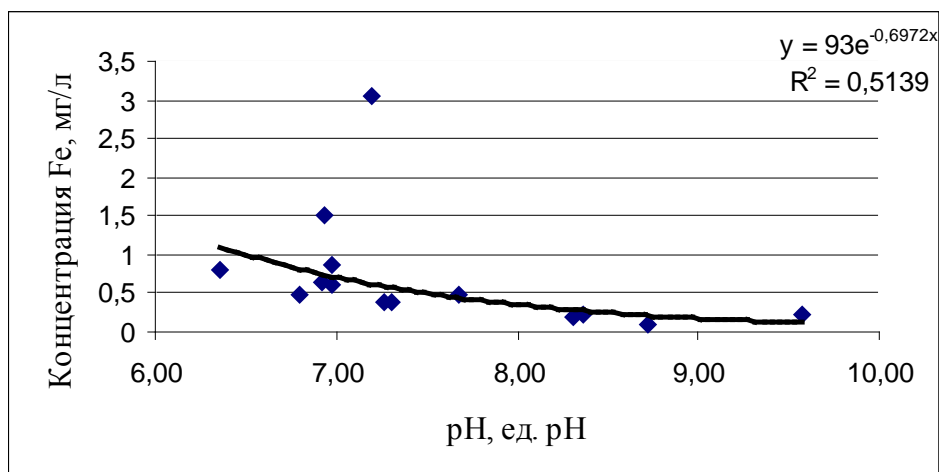


Рис.1. Зависимость концентрации ионов железа от рН в разнотипных озерах (поверхностный слой)

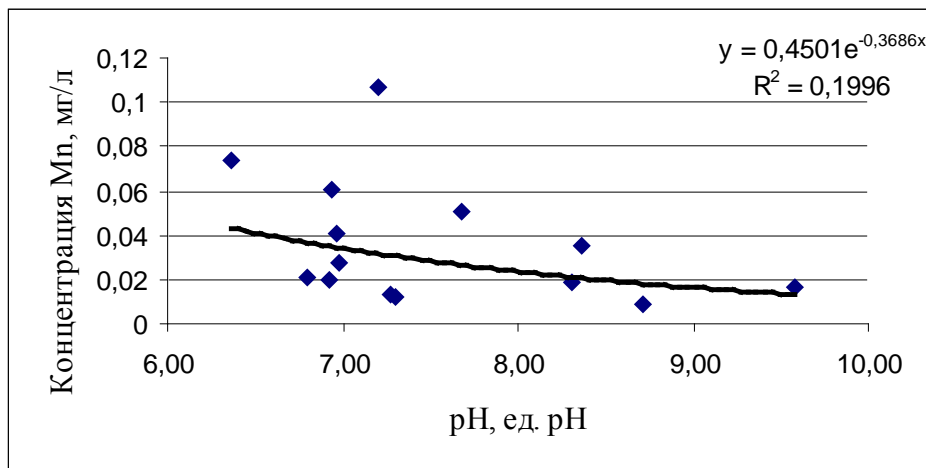


Рис. 2. Зависимость концентрации ионов марганца от рН в разнотипных озерах (поверхностный слой)

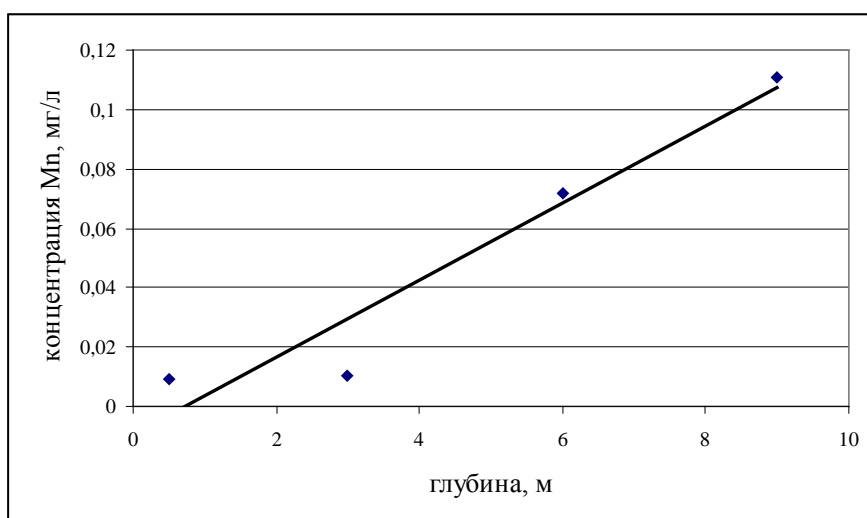


Рис. 3. Зависимость концентрации ионов марганца от глубины в оз. Архьерейское (август 2013 г.)

На поведение ионов металлов в водоемах влияет величина минерализации воды. В водах слабой минерализации основными формами нахождения металлов являются ионная форма, гидроксокомплексы и соединения с природным органическим веществом – фульвокислотами. Повышение величины минерализации приводит к снижению доли ионных форм металлов и увеличению доли металлов, связанных в хлоридные комплексы (Папина, 2004).

Все исследуемые озера слабоминерализованы, видимо, поэтому нами не обнаружены значимые корреляционные зависимости концентраций металлов от величины удельной электропроводности воды, как меры общего солесодержания (рис.4.).

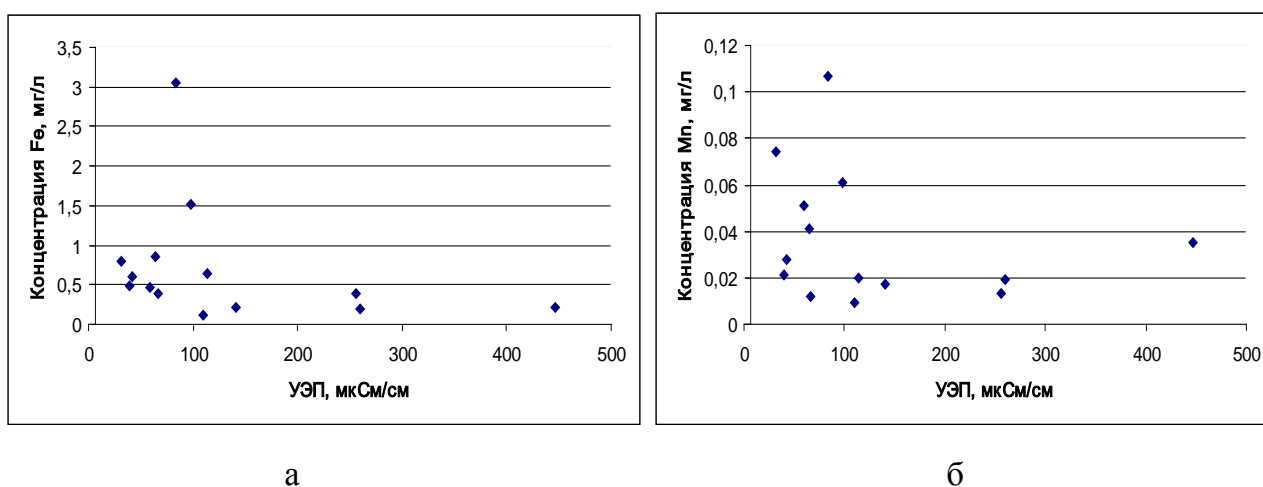


Рис. 4. Зависимость содержания ионов железа (а) и марганца (б) от минерализации воды в исследованных озерах (поверхностный слой)

Немаловажным фактором существования растворенных форм металлов является комплексообразование с природными органическими веществами, общее содержание которых в поверхностной воде можно оценить по таким обобщенным показателям как химическое потребление кислорода (ХПК), биологическое потребление кислорода (БПК), перманганатная окисляемость (ПО).

Как видно из рисунков 5 и 6 наблюдается прямо пропорциональная зависимость концентрации железа и марганца в воде озер от величины ХПК. Аналогичные результаты (тренды) получены нами для БПК и ПО, однако, как и в случае с минерализацией вод, статистические характеристики таких корреляций не высоки и требуют дополнительных исследований.

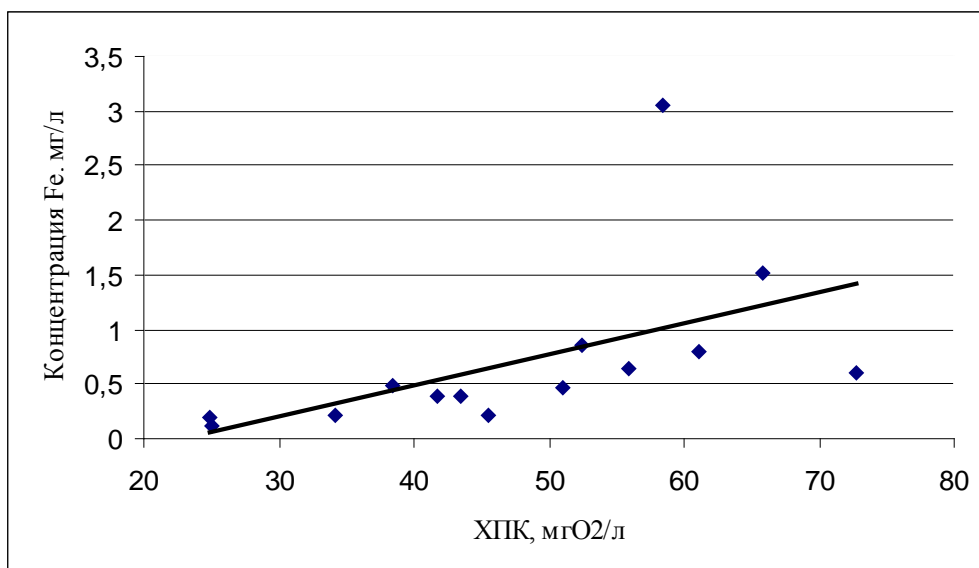


Рис. 5. Зависимость содержания ионов железа от ХПК в исследованных озерах (поверхностный слой)

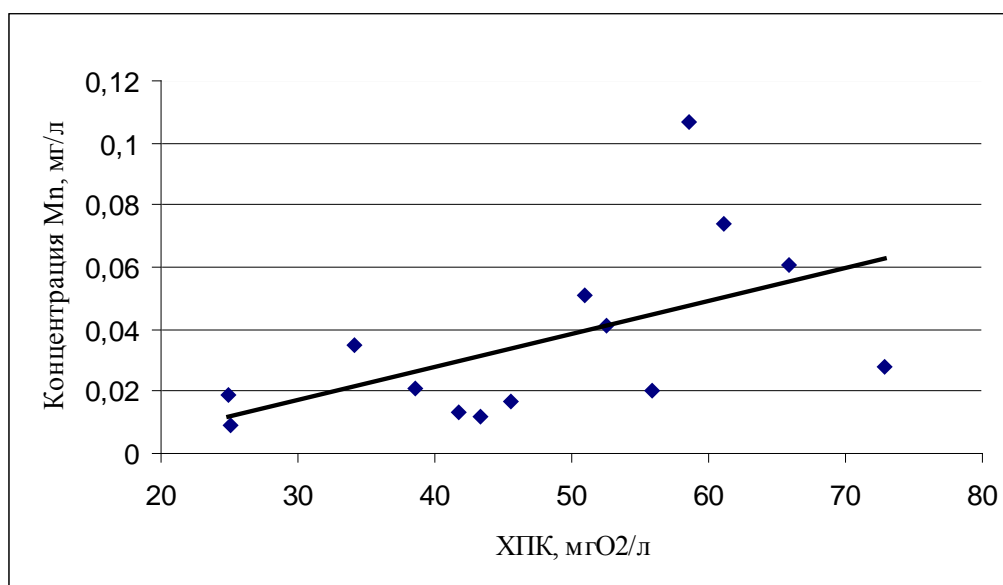


Рис. 6. Зависимость содержания ионов марганца от ХПК в исследованных озерах (поверхностный слой)

Таким образом, при рассмотрении общих закономерностей поведения ионов металлов в разнотипных водоемах можно сделать вывод, что концентрация металлов зависит в первую очередь от кислотно-щелочного состояния озера и гидрохимического состава его вод. Так как процессы гидролиза комплексообразования могут действовать разнонаправлено на содержание растворимых форм, состав воды может сильно варьироваться, для более точного

описания необходимо использовать методы многомерной статистики, более полно описывающие все взаимосвязи в многокомпонентной системе, каковой являются природные воды. Выявление общих закономерностей и особенностей распространения в природных водах различного типа растворимых форм металлов расширяет наше понимание физико-химических и биохимических процессов при функционировании природного водоема, позволяет выявлять и оценивать антропогенные составляющие в его загрязнении, прогнозировать условия накопления и распределения металлов в природных средах.

Список литературы

1. Аникиев В.В., Горячев Н.А., Лапин И.А. Поведение тяжелых металлов при смешении речных и морских вод. Влияние гуминовых и фульвовых кислот на миграцию Fe, Mn, Cd и Pb в эстуарии р. Раздольная – Амурский залив // Геохимия. 1991. № 7. С. 1642-1651.
2. Государственный реестр особо охраняемых природных территорий в Республике Татарстан. Второе издание. Казань: Изд-во «Идел-Пресс», 2007. С. 240-241.
3. Крайнов С.Р., Швец В.М. Гидрогеохимия. М.: Недра, 1992. С. 92-134.
4. Лапин И.А., Красюков В.Н. Влияние гуминовых кислот на поведение тяжелых металлов в эстуариях // Океанология. 1986. Т. 26, вып. 4. С. 621-627.
5. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
6. Линник Р.П., Линник П.Н., Запорожец О.А. Методы исследования сосуществующих форм металлов в природных водах // Методы и объекты химического анализа. 2006. Т. 1. № 1. С. 4-26.
7. Папина Т.С. Эколого-аналитические исследования распределения тяжелых металлов в водных экосистемах бассейна р. Обь: дисс...д-ра хим. наук: 03.00.16, 02.00.02: утв. 11.02.05 / Т.С. Папина; Институт водных и экологических проблем СО РАН. М., 2005. 262 с.
8. Унковская Е.Н., Мингазова Н.М., Тарасов О.Ю., Шагидуллин Р.Р., Юранец-Лужаева Р.Ч., Шурмина Н.В. Гидрохимический режим разнотипных водоемов Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника (ВКГПБЗ) // Вестник ТО РЭА. 2006. № 1. С. 75-81.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

УДК 614

ОЦЕНКА РИСКА ПОТРЕБЛЕНИЯ ВОДОПРОВОДНОЙ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ В Г. КАЗАНИ: ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ

Галимова А.Р., аспирант

E-mail: Galimovaalina585@rambler.ru

Казанский национальный исследовательский технический университет

им. А.Н. Туполева-КАИ, г. Казань

Аннотация

В работе приведены результаты расчета риска потребления населением г. Казани водопроводной воды в конечной точке потребления (домах и квартирах) по зонам. Рассчитаны канцерогенный и неканцерогенный риски, а также интегральный показатель опасности питьевой воды.

Ключевые слова: питьевая вода, оценка риска, интегральный показатель, тяжелые металлы.

В настоящее время оценка риска рассматривается как ведущий аналитический инструмент для установления характеристики воздействия неблагоприятных факторов окружающей среды на здоровье населения и в качестве главного механизма разработки и принятия природоохранных управленческих решений.

В научном отношении оценка риска здоровью – это последовательное, системное рассмотрение всех аспектов воздействия анализируемого фактора на здоровье человека, включая обоснование допустимых уровней воздействия. В научно-практическом приложении основная задача оценки риска состоит в получении и обобщении информации о возможном влиянии факторов среды обитания человека на состояние его здоровья, необходимой и достаточной для гигиенического обоснования наиболее оптимальных управленческих решений по устранению или снижению уровней риска, оптимизации контроля (регулирования и мониторинга) уровней экспозиций и рисков.

Оценка риска для здоровья человека – это количественная и/или качественная характеристика вредных эффектов, способных развиться в результате воздействия факторов среды обитания человека на конкретную группу людей при специфических условиях экспозиции (Р 2.1.10.1920-04). Целью нашего исследования явилась оценка риска здоровью человека при употреблении питьевой воды неудовлетворительного качества.

Качество водопроводной воды в г. Казани зависит от трех основных факторов: качества воды в водоисточниках; качества подготовки воды на водозаборах; вторичного загрязнения воды в трубах по пути с водозаборов до потребителя.

Объем сбросов сточных вод в поверхностные водные объекты Казани в 2012 г. составил 254 млн. м³, из них 45 млн. м³ – промышленными предприятиями. Крупнейшие сбросы воды производят МУП «Водоканал», а также завод ОАО «Казаньоргсинтез» и «Казанский завод синтетического каучука». Основными веществами-загрязнителями воды являются взвешенные вещества, хлориды, нитраты, нитриты, сульфаты, фосфаты и аммонийный азот. Гидрохимическое состояние Куйбышевского водохранилища в районе расположения г. Казани характеризуется повышенными уровнями нефтепродуктов (до 2.9 ПДК_{в.в.}), фосфатов, аммонийному азоту, ряду тяжелых металлов и т.п.

По данным территориального управления Роспотребнадзора по состоянию на 01.01.2013 г., на территории республики насчитывается 2562 водопровода (2011 г. – 2585 водопроводов). Доля водопроводов, не отвечающих санитарно-эпидемиологическим требованиям в отчетном году, составила 8.1% (2011 г. – 7.9%, 2010 г. – 8.0 %).

Качество питьевой воды по санитарно-химическим и микробиологическим показателям из распределительной сети в ретроспективе лет (за 2008-2012 гг.) не соответствует гигиеническим требованиям по санитарно-химическим показателям (Государственный ..., 2012). По данным системы социально-гигиенического мониторинга РТ к числу приоритетных веществ, загрязняющих питьевую воду систем централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения, отнесены:

а) железо, соли кальция и магния, марганец, нитраты, сульфаты за счет поступления из источника водоснабжения;

б) железо, цветность, мутность выявляющиеся в питьевой воде в процессе транспортирования воды.

Применение методологии оценки риска здоровью позволяет получать количественные характеристики ущерба здоровью от воздействия вредных факторов среды, устанавливать более надежные безопасные уровни воздействия и гигиенические нормативы, в том числе региональные уровни минимального риска (Ревич, 2004). Методология оценки риска позволяет оценить опасность потребления питьевой воды неудовлетворительного качества населением, обоснованно выделить приоритетные загрязняющие вещества.

Для определения качества потребляемой питьевой водопроводной воды в г. Казани пробы отбирались в конечной точке потребления (домах и квартирах) на территории города по 11 зонам обслуживания детских поликлиник. Мы предлагаем использовать разделение территории города на районы по зонам обслуживания поликлиник, что в дальнейшем облегчит задачу доведения разработанных рекомендаций до населения о необходимости доочистки питьевых вод.

Дети являются своеобразной «индикаторной группой», отражающей реакцию населения на вредное воздействие факторов среды. В силу физиологических особенностей дети более чувствительны к качеству среды обитания, в том числе к качеству потребляемой воды, а сроки проявления неблагоприятных эффектов у них короче. К тому же дети в меньшей степени, чем взрослые, подвержены внутригородской миграции; они теснее привязаны к территории, на которой живут и учатся (Урбозкология, 1990). Поэтому, а также отдавая приоритет защите здоровья детского населения, нами для зонирования были выбраны детские поликлиники (рис. 1).

Расчет риска проводился для металлов – приоритетных загрязняющих веществ, характеризующихся токсичностью при малых дозах поступления, высокой распространенностью и многообразными источниками поступления, способностью к биоаккумуляции и к межсредовому распределению, миграции, способностью вызывать необратимые, отдаленные вредные эффекты и обладающие высокой медико-социальной значимостью (Ревич, 2004). В отобранных нами пробах воды определялось содержание цинка, железа, меди, стронция, свинца и хрома. Исследования проводились в сертифицированной лаборатории методом атомно-абсорбционной спектрометрии. В результате анализа установлено, что содержание металлов в разных районах и зонах исследования (табл. 1) колеблется в широких пределах, что обусловлено как принадлежностью источников потребления к разным

водозаборам, так и различной степенью изношенности и коррозии конкретных водоподводящих магистралей.



Рис.1. Зоны обслуживания детских поликлиник г. Казани

Таблица 1. Содержание элементов в питьевой водопроводной воде, отобранной в разных зонах исследования ($M \pm \delta$, мг/л)

Зона	Sr	Cu	Pb	Zn	Cr	Fe
1	0.105±0.009	0.0011±0.0001	0.012±0.0006	0.015±0.0015	0.0006±0.0002	0.090±0.011
2	0.163±0.031	0.0017±0.0003	0.015±0.003	0.035±0.0089	0.0045±0.0021	0.084±0.019
3	0.223±0.023	0.0024±0.0007	0.012±0.002	0.019±0.0014	0.0021±0.0002	0.109±0.0007
4	0.110±0.007	0.0015±0.0015	0.013±0.0012	0.017±0.0016	0.0035±0.0014	0.079±0.006
5	0.337±0.011	0.0019±0.0003	0.014±0.002	0.025±0.004	0.0021±0.0005	0.095±0.010
6	0.209±0.007	0.0022±0.0003	0.012±0.0009	0.019±0.0019	0.0021±0.0002	0.107±0.0046
7	0.112±0.008	0.0022±0.0027	0.013±0.0013	0.016±0.0013	0.0008±0.0002	0.079±0.0018
8	0.453±0.215	0.0018±0.0003	0.018±0.0023	0.018±0.0023	0.0047±0.0030	0.063±0.017
9	0.118±0.005	0.0013±0.0004	0.012±0.0003	0.031±0.004	0.0012±0.0002	0.088±0.0058
10	0.105±0.028	0.0015±0.0002	0.016±0.0042	0.017±0.0035	0.0026±0.0016	0.099±0.018
11	0.170±0.017	0.0016±0.0004	0.013±0.0022	0.030±0.0079	0.0043±0.0018	0.084±0.019

Для оценки неканцерогенного риска применяется стандартное руководство Р 2.1.10.1920-04, использующее величины референтных доз, которые являются индивидуальной характеристикой каждого вещества (пороговая модель расчета).

Из приоритетных химических примесей, мониторируемых нами в воде сети централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения г. Казани в конечной точке потребления, на этапе идентификации опасности определено, что для всех этих веществ доказано наличие потенциальной способности вызывать неблагоприятные эффекты для здоровья людей. Анализируемые вещества питьевой воды способны оказывать неканцерогенное воздействие в отношении многих органов и систем, в том числе печени, желудочно-кишечного тракта, центральной нервной, репродуктивной, сердечно-сосудистой, иммунной, нейроэндокринной, костной систем, кожных покровов, процессов развития организма (табл. 2) (Р 2.1.10.1920-04).

Таблица 2. Характеристика потенциальной опасности мониторируемых в питьевой воде г. Казани химических соединений при хроническом поступлении

Вещество	RFD	Органы/системы мишени
Железо	0.3	Слизистые, кожа, кровь, иммун.
Медь	0.019	ЖКТ, печень
Свинец	0.0035	ЦНС, нервн. сист., кровь, биохим., развитие, репрод. система, гормон.
Стронций	0.6	костная сист.
Хром	0.005	печень, почки, ЖКТ, слизистые
Цинк	0.3	Кровь, биохим. (супероксиддисмутаза)

Были рассчитаны дозы при хроническом пероральном поступлении анализируемых химических примесей с питьевой водой для детей. Коэффициент опасности HQ определяют путем сопоставления величин потенциальной суточной дозы вещества, поступающего определенным путем, и уровня безопасного воздействия при этом же пути поступления.

На этапе оценки экспозиции установлено, что рассчитанные дозы при хроническом пероральном поступлении анализируемых химических примесей с питьевой водой не превышают референтные уровни (RFD) для детского населения (табл. 3). Если рассчитанный коэффициент опасности (HQ) вещества не превышает единицу, то вероятность развития у человека вредных эффектов при ежедневном поступлении вещества в течение жизни незначительна и такое воздействие характеризуется как допустимое.

Таблица 3. Коэффициенты опасности HQ здоровью населения от воздействия водного перорального фактора среды обитания в г. Казани

Зона	Sr	Cu	Pb	Zn	Cr	Fe
1	0.012	0.004	0.230	0.004	0.015	0.022
2	0.018	0.007	0.329	0.009	0.121	0.022
3	0.026	0.010	0.256	0.004	0.042	0.023
4	0.012	0.010	0.259	0.004	0.089	0.018
5	0.037	0.007	0.292	0.006	0.047	0.022
6	0.023	0.008	0.236	0.004	0.042	0.024
7	0.013	0.016	0.261	0.004	0.018	0.017
8	0.071	0.007	0.371	0.004	0.141	0.017
9	0.013	0.006	0.225	0.007	0.026	0.020
10	0.014	0.006	0.369	0.004	0.077	0.025
11	0.020	0.007	0.278	0.008	0.111	0.022

Индекс опасности (HI), который является характеристикой риска развития неканцерогенных эффектов при комбинированном и комплексном воздействии химических соединений для условий одновременного поступления нескольких веществ одним и тем же путем, рассчитывается как сумма коэффициентов опасности для отдельных компонентов смеси воздействующих веществ. При комплексном поступлении химического вещества в организм человека из окружающей среды одновременно несколькими путями критерием риска является суммарный индекс опасности (ТНІ). Расчет индексов опасности целесообразно проводить с учетом критических органов/систем, поражаемых исследуемыми веществами, т.к. при воздействии компонентов смеси на одни и те же органы или системы организма наиболее вероятным типом их комбинированного действия является суммация (аддитивность). Анализ аддитивного однонаправленного действия нескольких веществ питьевой воды на органы/системы-мишени показал, что индексы опасности хронического воздействия (ТНІwo) превышают допустимый уровень для детского населения, потребляющего воду в зонах водоснабжения (табл. 4).

Как видно из таблицы 4, наибольшему риску здоровья при потреблении питьевой воды, загрязненной металлами, подвергается население, проживающее в

зонах 2, 5, 8, 10 и 11. Наименьшему риску подвергается население зон 1 и 9. Наибольший вклад в формирование риска вносит вещество свинец, наименьший вклад – цинк. Органы-мишени, наиболее подверженные риску воздействия: кровеносная система, ЦНС, изменения биохимических показателей, процессы развития организма и репродуктивная система.

Таблица 4. Параметры риска здоровью населения ТНІwo от воздействия водного перорального фактора среды обитания в г. Казани по зонам

Зона	Мишени												
	кожа	кровь	иммунитет	желуд-киш. тракт	печень	ЦНС	биохим	развитие	репрод. система	гормон	костная система	почки	общий
1	0.022	0.255	0.022	0.019	0.019	0.230	0.234	0.230	0.230	0.230	0.012	0.015	0.286
2	0.022	0.360	0.022	0.127	0.127	0.329	0.338	0.329	0.329	0.329	0.018	0.121	0.505
3	0.023	0.283	0.023	0.052	0.052	0.256	0.260	0.256	0.256	0.256	0.026	0.042	0.362
4	0.018	0.281	0.018	0.100	0.100	0.259	0.263	0.259	0.259	0.259	0.012	0.089	0.393
5	0.022	0.321	0.022	0.055	0.055	0.292	0.298	0.292	0.292	0.292	0.037	0.047	0.413
6	0.024	0.264	0.024	0.050	0.050	0.236	0.240	0.236	0.236	0.236	0.023	0.042	0.337
7	0.017	0.282	0.017	0.035	0.035	0.261	0.265	0.261	0.261	0.261	0.013	0.018	0.330
8	0.017	0.392	0.017	0.148	0.148	0.371	0.375	0.371	0.371	0.371	0.071	0.141	0.611
9	0.020	0.252	0.020	0.031	0.031	0.225	0.232	0.225	0.225	0.225	0.013	0.026	0.296
10	0.025	0.398	0.025	0.082	0.082	0.369	0.373	0.369	0.369	0.369	0.014	0.077	0.495
11	0.022	0.308	0.022	0.118	0.118	0.278	0.286	0.278	0.278	0.278	0.020	0.111	0.446

Далее провели оценку неканцерогенного риска с применением беспороговой модели по стандартной методической рекомендации МР 2.1.4.0032-11, при которой полученная величина риска показывает вероятность развития патологий при заданных уровнях дозовых нагрузок (индивидуальный риск).

Пороговые концентрации C_{lim} связаны с максимальными недействующими (ПДК для веществ, регламентированных по токсикологическому признаку) в соответствии с формулой 1:

$$ПДК = C_{lim} / K_3 \quad (1)$$

где K_3 – коэффициент запаса, принимаемый равным 100 у веществ с выраженной вероятностью отдаленных последствий и 10 – у остальных веществ. При

принятии этого допущения уравнение расчета риска токсичных примесей в питьевой воде примет вид:

$$\text{Risk} = 1 - \exp((\ln(0.84)/\text{ПДК} \cdot K_3) \cdot C) \quad (2)$$

C – это средняя ежедневная концентрация вещества, поступающего в организм человека с питьевой водой в течение его жизни.

В таблице 5 представлены неканцерогенные риски, связанные с употреблением водопроводной воды по зонам в г. Казани, рассчитанные беспороговым методом. Оценка суммарного неканцерогенного риска осуществляется методом умножения вероятностей.

Таблица 5. Неканцерогенные риски потребления водопроводной воды

Зона	Sr	Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Risk _{нек}
1	0.00028	0.00002	0.00728	0.00006	0.00028	0.00584	0.014
2	0.00042	0.00003	0.01039	0.00015	0.00229	0.00596	0.019
3	0.00061	0.00005	0.00809	0.00007	0.00080	0.00634	0.016
4	0.00029	0.00005	0.00820	0.00006	0.00170	0.00492	0.015
5	0.00086	0.00004	0.00924	0.00010	0.00090	0.00607	0.017
6	0.00054	0.00004	0.00745	0.00007	0.00080	0.00645	0.015
7	0.00030	0.00009	0.00826	0.00006	0.00035	0.00468	0.014
8	0.00166	0.00004	0.01170	0.00007	0.00268	0.00463	0.021
9	0.00031	0.00003	0.00711	0.00012	0.00049	0.00543	0.013
10	0.00033	0.00003	0.01165	0.00007	0.00146	0.00676	0.020
11	0.00046	0.00003	0.00878	0.00013	0.00212	0.00596	0.017

Неканцерогенный риск ориентирован на ожидаемый рост заболеваемости населения патологиями, связанными с особенностями токсического действия приоритетных веществ, находящихся в питьевой воде. При выборе величины приемлемого риска следует ориентироваться на значение статистической ошибки, при которой заболеваемость в группах сравнения не превышает достоверное значение. По различным оценкам эта величина составляет 0.02-0.05. Для выбора приемлемого значения неканцерогенного риска необходимо учесть, что в абсолютном большинстве случаев химическое вещество, содержащееся в питьевой воде, воздействует на организм не изолированно, а в комплексе с другими веществами, обладающими установленными эффектами синергизма и антагонизма. Кроме того, однотипность химического состава питьевой воды, потребляемой человеком в

течение суток, различна. Потому в качестве приемлемой величины риска следует использовать величину 0.05 (МР 2.1.4.0032-11). Как видно из таблицы 5, неканцерогенный риск, рассчитанный беспороговым методом, не превышает приемлемые значения ни в одной зоне.

Для оценки канцерогенного риска применялась беспороговая модель по стандартной методической рекомендации МР 2.1.4.0032-11, при которой полученная величина риска показывает вероятность развития онкологических заболеваний при заданных уровнях дозовых нагрузок (индивидуальный риск). Среди загрязняющих веществ, определяемых нами в водопроводной воде, в конечной точке потребления канцерогенным эффектом обладают свинец и хром.

При оценке канцерогенных рисков используют средние суточные дозы LADD, усредненные с учетом ожидаемой средней продолжительности жизни человека (70 лет). Расчет индивидуального канцерогенного риска осуществляется с использованием данных о величине экспозиции и значениях факторов канцерогенного потенциала. Как правило, для канцерогенных химических веществ дополнительная вероятность развития рака у индивидуума на всем протяжении жизни (Risk) оценивается с учетом среднесуточной дозы в течение жизни (формула 3):

$$\text{Risk} = \text{LADD} \times \text{SF}, \quad (3)$$

где LADD - среднесуточная доза в течение жизни, мг/(кг × день); SF - фактор канцерогенного потенциала (SF), (мг/(кг × день))⁻¹.

Таблица 6. LADD, мг/(кг × день) и канцерогенный риск

Зона	Доза Pb (LADD)	Доза Cr (LADD)	Risk Pb	Risk Cr	Risk _{кан}
1	0.0003	0.000022	0.000016	0.000009	0.000025
2	0.0005	0.000181	0.000023	0.000076	0.000099
3	0.0004	0.000063	0.000018	0.000026	0.000044
4	0.0004	0.000134	0.000018	0.000056	0.000075
5	0.0004	0.000071	0.000021	0.000030	0.000051
6	0.0004	0.000063	0.000017	0.000026	0.000043
7	0.0004	0.000027	0.000018	0.000012	0.000030
8	0.0006	0.000211	0.000026	0.000089	0.000115
9	0.0003	0.000038	0.000016	0.000016	0.000032
10	0.0006	0.000115	0.000026	0.000048	0.000074
11	0.0004	0.000167	0.000020	0.000070	0.000090

При воздействии нескольких канцерогенов суммарный канцерогенный риск для данного пути поступления (например, перорального или ингаляционного) рассчитывается сумма канцерогенных рисков для отдельных веществ.

При оценке канцерогенного риска принимается во внимание его общепризнанная классификация по четырем диапазонам риска (МР 2.1.4.0032-11). В соответствии с рекомендациями ВОЗ применительно к качеству питьевой воды в качестве приемлемого канцерогенного риска следует выбирать величину 0.00001.

Как видно из таблицы 6, суммарный канцерогенный риск здоровью от употребления водопроводной воды превышает верхний предел допустимого индивидуального канцерогенного риска во всех зонах.

Для интегральной количественной оценки воздействия химических веществ разнонаправленного действия, содержащихся в питьевой воде, применялся унифицированный порядок расчетов рисков на основе беспорогового метода (МР 2.1.4.0032-11). Для интегральной оценки питьевой воды по показателям химической безвредности пороговые методы оказываются малоэффективными, так как количественное значение доли повышения норматива или референтной дозы (концентрации) носит лишь качественный характер и не отражает уровень (значимость) риска для здоровья, а значит, не может быть использовано для сравнения и суммарной оценки. Беспороговые модели, основанные на вероятностных оценках развития неблагоприятного эффекта, более адекватны и могут быть использованы для оценки качества питьевой воды по отдельным ингредиентам, для суммарных оценок, а также для сравнительных оценок величины значений риска.

Формула 4 применялась для расчета интегрального показателя. Результаты расчета интегрального показателя опасности питьевой воды при употреблении водопроводной воды по зонам в городе Казани представлены в таблице 7.

$$\text{ИП} = \text{Риск}_{\text{нек}} / \text{ПЗ}_{\text{нек}} + \text{Риск}_{\text{кан}} / \text{ПЗ}_{\text{кан}} \quad (4)$$

ИП - интегральный показатель опасности питьевой воды; $\text{Риск}_{\text{нек}}$ – суммарный неканцерогенный риск; $\text{ПЗ}_{\text{нек}}$ – приемлемое значение неканцерогенного риска; $\text{Риск}_{\text{кан}}$ – суммарный канцерогенный риск; $\text{ПЗ}_{\text{кан}}$ – приемлемое значение канцерогенного риска.

Таблица 7. Интегральный показатель опасности питьевой воды

Зона	Risk _{кан}	Risk _{нек}	Risk _{кан} / ПЗ	Risk _{нек} / ПЗ	ИП
1	0.000025	0.014	2.54	0.27	2.82
2	0.000099	0.019	9.91	0.38	10.29
3	0.000044	0.016	4.45	0.32	4.77
4	0.000075	0.015	7.47	0.30	7.77
5	0.000051	0.017	5.05	0.34	5.39
6	0.000043	0.015	4.31	0.31	4.61
7	0.000030	0.014	2.99	0.27	3.27
8	0.000115	0.021	11.47	0.41	11.89
9	0.000032	0.013	3.19	0.27	3.46
10	0.000074	0.020	7.43	0.40	7.84
11	0.000090	0.017	8.98	0.35	9.32

Анализ значений интегрального показателя опасности питьевой воды показал, что основной вклад в риск здоровью населения от употребления водопроводной воды вносит канцерогенный риск, формируемый наличием в воде металлов хрома и свинца. Наибольшей опасности подвержено население зон 2 и 8, однако, во всех зонах идет превышение приемлемых значений канцерогенного риска в 2.5-11.5 раз. Таким образом, водопроводная вода в домах и квартирах населения г. Казани требует доочистки с применением фильтров и фильтросистем.

Список литературы

1. Государственный доклад о состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Республике Татарстан в 2012 году. Казань, 2013. 255 с.
2. МР 2.1.4.0032-11 Интегральная оценка питьевой воды централизованных систем водоснабжения по показателям химической безвредности от 31.07.2011.
3. Р 2.1.10.1920-04 Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М., 2004. 129 с.
4. Ревич Б.А., Авалиани С.Л., Тихонова Г.И. Экологическая эпидемиология: Учебник для высш. учеб. заведений. М.: Издательский центр «Академия», 2004. 384 с.
5. Урбоэкология. М.: Наука, 1990. 240 с.

**УДЕЛЬНЫЕ ЗНАЧЕНИЯ ВЫБРОСОВ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ
АВТОТРАНСПОРТОМ РАЗЛИЧНЫХ КАТЕГОРИЙ
НА ТЕРРИТОРИИ Г. КАЗАНИ**

Сизов А.Н., аспирант

Шагидуллин А.Р., к.ф.-м.н., научный сотрудник

E-mail: sizov-an90@yandex.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

Приводятся результаты адаптации методики определения выбросов вредных веществ в атмосферный воздух к современным особенностям транспортных потоков г. Казани, а также сравнение полученных удельных значений выбросов с данными, отражающими средние характеристики автомобильных парков различных российских городов.

Ключевые слова: загрязнение воздуха, экологические характеристики, автотранспорт, удельные выбросы автомобилей.

В связи с ростом общего числа автомобилей в большинстве крупных городов наблюдается высокий долевой вклад выбросов автотранспорта в общий уровень загрязнения атмосферы, во многих случаях приводящий к превышениям ПДК загрязняющих веществ (ЗВ) в воздухе. Таким образом, корректный учет загрязнения атмосферного воздуха выбросами автотранспорта, как одного из главных источников загрязнения, является крайне важной задачей. Такой учет необходим для обеспечения соблюдения экологических норм на селитебной территории и создания комфортных условий проживания населения при планировке новых и реконструкции существующих территорий.

В работе (Сизов и др., 2014) приводились существующие методики инвентаризации выбросов автомобильного транспорта. Как отмечалось, большинство таких методик основано на одном и том же принципе: каждой категории транспортного средства (ТС), таких как легковые, грузовые, автобусы и т.д., соответствует удельный выброс определенного ЗВ. Исходными данными для расчета

выброса ЗВ от участка дорожной сети города является интенсивность движения транспортного потока и его структура. Так как методики более поздних годов являются результатом доработки более ранних, то остановимся подробнее на двух методиках: (Расчетная..., 2008) и (Методика..., 2010).

Методика (Расчетная..., 2008) содержит подробные таблицы значений удельных выбросов в зависимости от характеристик автомобиля, т.е. в ней реализована возможность учета экологического класса автомобиля, объема двигателя (только легковые), типа топлива, массы ТС (только грузовые и автобусы), тогда как в (Методика..., 2010) значения удельных выбросов детализированы лишь для обширных групп транспорта, таких как легковые, автофургоны и микроавтобусы массой до 3.5 т, автобусы и т.д. Таким образом, (Расчетная..., 2008) представляет возможность актуализации, т.е. учета изменения характеристик автопарка со временем или учета региональных особенностей, в то время как в (Методика..., 2010) приведены значения, характеризующие средний состав автомобильного парка по России.

С целью актуализации (Расчетная..., 2008) для современного состояния автопарка г. Казани были проведены дополнительные исследования, результаты которых представлены в (Сизов и др., 2014). Приводя эти результаты к классификации автотранспорта, используемой в (Методика..., 2010), их можно представить в виде рисунков 1, 2.

Согласно полученным данным самое большое количество устаревших автомобилей, т.е. автомобилей с низкими экологическими классами «евро-0» и «евро-1» наблюдается в группе грузовых автомобилей (68%). Технические нормативы «евро-2» начали действовать на территории РФ с вступлением в силу (Технического регламента ..., 2005), т.е. с марта 2006 года. Таким образом, как минимум 68% грузовых автомобилей, участвующих в дорожном движении на территории г. Казань, старше 8 лет. Аналогичное количество ТС в группе автофургоны и микроавтобусы массой менее 3.5 т составляет 33%, в группе автобусы – 12% и в группе легковые – 7%. Необходимо отметить, что на данный момент к производимым на территории страны, либо к импортируемым автомобилям действует требование «евро-5».

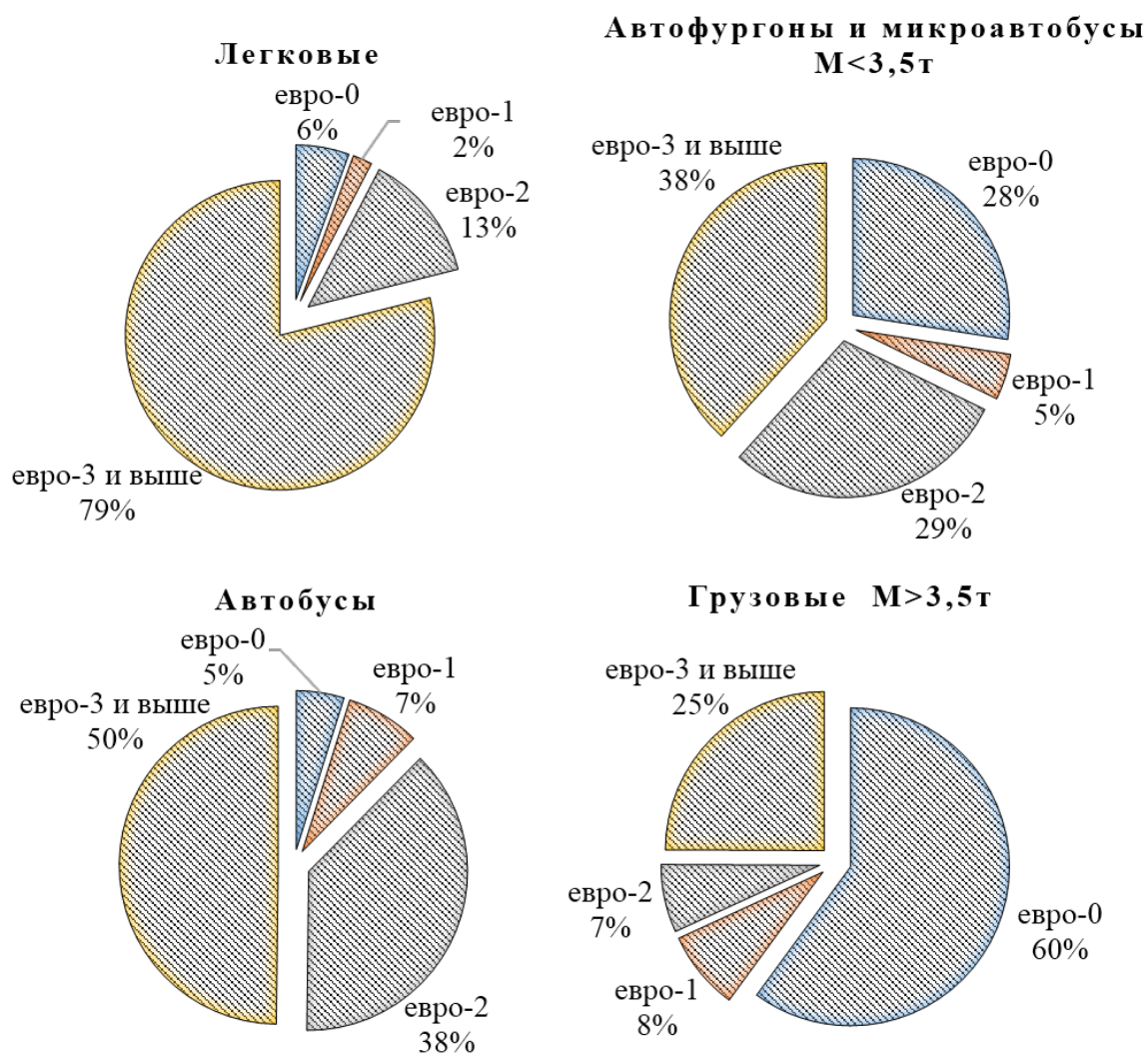


Рис. 1. Экологические классы автомобилей, участвующих в дорожном движении на территории г. Казани (М – полная масса)

Полученные характеристики автотранспорта (рис. 1, 2) вместе с удельными значениями выбросов автомобилей, представленными в (Расчетная..., 2008), были использованы для вывода значений средних пробеговых выбросов автомобилей различных групп на территории г. Казани. Полученные результаты для легковых автомобилей, как для наиболее многочисленной группы, в сравнении с соответствующими значениями из (Методика..., 2010) представлены в таблице.

Среди веществ, приведенных в таблице, наибольшее значение с точки зрения негативного воздействия на прилегающие к дорогам территории имеют оксид углерода (СО), оксиды азота (NO_x). Если для СО полученные значения совпадают с данными (Методика..., 2010), то для NO_x полученные значения удельных выбросов отличаются в три раза. Для того чтобы определить какое из этих значений наилучшим

образом отражает реальную картину загрязнения прилегающих к дорогам территорий выхлопными газами автомобилей необходимо привлечение данных инструментальных наблюдений.

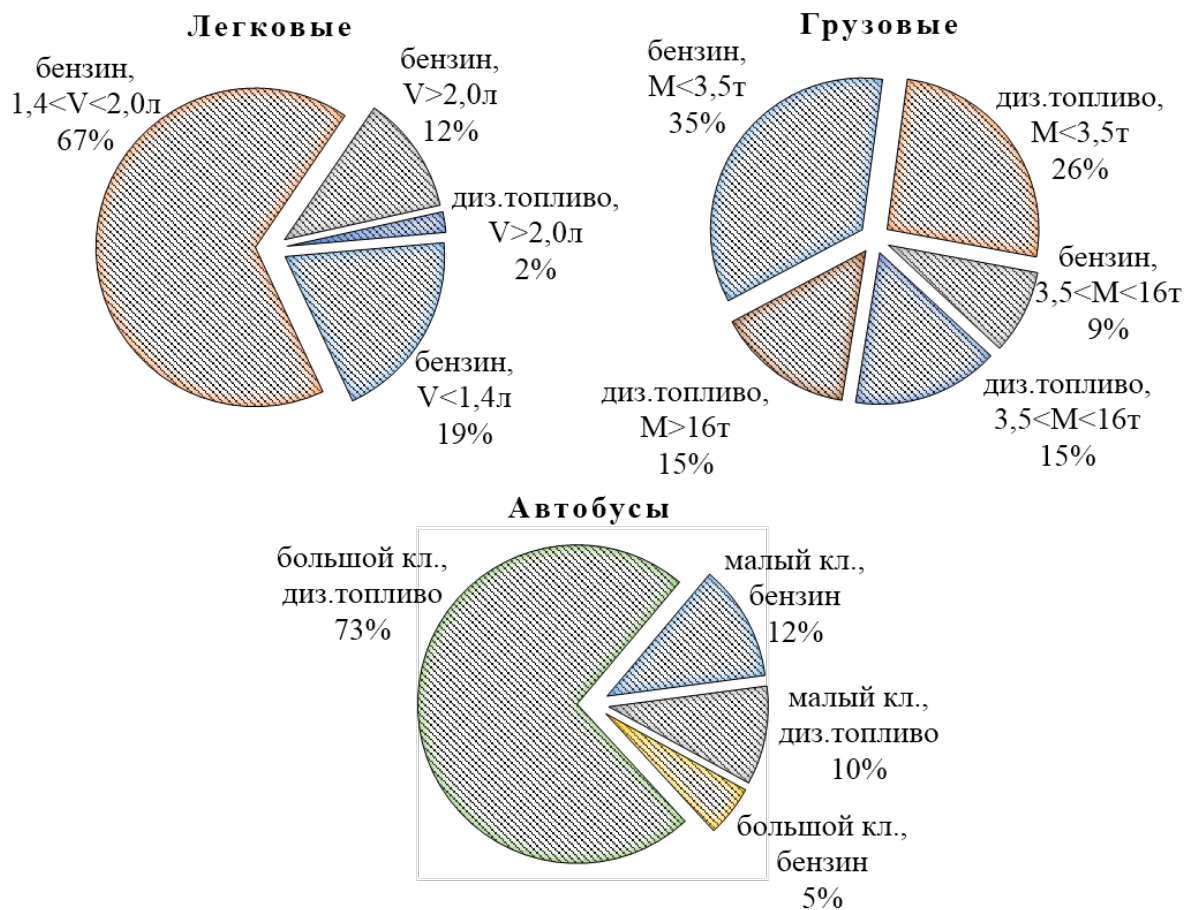


Рис. 2. Соотношение автомобилей, участвующих в дорожном движении на территории г. Казани, по типам используемого топлива

Таблица. Удельные выбросы ЗВ легковых автомобилей при движении в условиях города

Методика	Выброс, г/км					
	СО	NO _x	Сажа	SO ₂	Формальдегид	Бенз(а)пирен
Методика..., 2010	3.5	0.9	0.007	0.015	0.0032	0.0000003
Расчетная..., 2008 (актуализированная)	3.5	0.3	0.001	0.032	0.0050	0.0000023

В заключение необходимо отметить, что преимуществом (Методика..., 2010) является возможность учитывать повышенные выбросы вредных веществ в зоне скопления транспорта перед регулируемыми перекрестками. Преимуществом (Расчетная..., 2008) является возможность учета экологических характеристик транспорта конкретного региона и возможность проводить прогнозные расчеты эффективности различных мероприятий, связанных с регулированием состава транспортных потоков.

Список литературы

1. Методика определения массы выбросов загрязняющих веществ автотранспортными средствами в атмосферный воздух. М., 1993.
2. Методика расчетов выбросов в атмосферу загрязняющих веществ автотранспортом на городских магистралях. М., 1996.
3. Методика определения выбросов автотранспорта для проведения сводных расчетов загрязнения атмосферы городов. М., 1999.
4. Методика определения выбросов автотранспорта для проведения сводных расчетов загрязнения атмосферы городов (дополненная и переработанная). СПб, 2010.
5. Расчетная инструкция по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ от автотранспортных средств на территории крупнейших городов. М., 2008.
6. Сизов А.Н., Шагидуллин А.Р., Шагидуллин Р.Р. Методики определения выбросов загрязняющих веществ с выхлопными газами автотранспорта // Современные проблемы безопасности жизнедеятельности: настоящее и будущее: Материалы III Международной научно-практической конференции. Ч. 2. 2014. С. 838-843.
7. Технический регламент «О требованиях к выбросам автомобильной техникой, выпускаемой в обращение на территории Российской Федерации, вредных (загрязняющих) веществ» (утв. постановлением Правительства РФ от 12 октября 2005 г. N 609).

ГЕОЭКОЛОГИЯ И РЕКРЕАЦИОННАЯ ГЕОГРАФИЯ

УДК 397.85

ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ ОСВОЕННОСТИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ РТ ДЛЯ ОТДЕЛЬНЫХ ВИДОВ ТУРИЗМА

Глобова С.А., аспирант

E-mail: eco_globe@outlook.com

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

Для оценки современного состояния туризма на определенной акватории и прибрежной территории в научной практике используется комплексный анализ рекреационного использования территории. Предлагается двусторонний анализ освоенности водных объектов для отдельных видов туризма с точки зрения потребителей туристского продукта и с точки зрения организаторов.

Ключевые слова: водные туристские ресурсы, пространственный анализ, виды туризма, освоенность территории, фактор, потребитель, географическое пространство.

Отдых — не лень, а иногда лежать на траве под деревьями летним днем, слушая журчание воды, и наблюдая за облаками, плывущими по небу — отнюдь не пустая трата времени (Джон Лаббок)

В географическом пространстве и времени всякая геоситуация представляет собой результат взаимодействия производственных, социальных и природных интересов. Носителями производственных и социальных интересов является человеческое общество, или, точнее, социум – территориальная общность людей (Трофимов и др., 2006)

Совершенно очевидно, что существуют различного рода взаимодействия между человеком и природной средой, основанные на различного рода интересах и потребностях. Одним из такого рода взаимодействий является использование природной среды для отдыха и рекреации. Трудно представить развитие туризма, как социально-экономического явления, вне зависимости от влияния природной среды,

равно как и природную среду в чистом виде. В географическом пространстве можно встретить самые разнообразные формы взаимодействия человека и природы в рамках рекреационной деятельности.

Существование феномена рекреации и путешествия можно понять только в контексте эволюции человечества. Рекреация и путешествия всегда имели социально-культурную содержательную составляющую. Следствием смены климатических сезонов является процесс квартального освоения туристско-рекреационных территорий. В освоении туристско-рекреационных территорий или отдельных природных объектов человек не столько руководствуется отдаленностью объекта от места проживания, сколько целью достижения разнообразия, которая в свою очередь является значимой характеристикой туристско-рекреационной деятельности.

Использование водных ресурсов природных и урбанизированных ландшафтов в Республике Татарстан (РТ) в целях туризма в летний период времени является одним из распространенных способов рекреационного освоения.

Освоение пространства – одна из фундаментальных составляющих пространственно-временной характеристики человеческой активности. Рекреационное освоение любой территории может определяться историческими фактами промышленного и сельскохозяйственного освоения, многие водные ресурсы в силу сильного загрязнения промышленными отходами не могут быть использованы в качестве рекреационных объектов (Красильникова, 2006).

Следствием рекреационного освоения водных объектов является неизбежное взаимодействие со всеми природными объектами и общественными явлениями. В целом этот процесс является интегральным, возникающим на стыке благоприятных природных, климатических условий и социально-экономических потребностей человека, которые ведут к рекреационному освоению, что в свою очередь может привести к формированию туристско-рекреационной системы.

Отдых на открытом воздухе и воде является жизненной потребностью, а в современных условиях ускорения ритмов жизни нуждой всего человеческого общества. Именно поэтому жители городов и сел РТ используют проточные и непроточные водоемы в рекреационных целях. Водные туристские ресурсы – это совокупность природных и искусственно созданных человеком водных объектов, пригодных для туристско-рекреационного использования.

Для оценки современного состояния туризма на определенной территории в научной практике используется комплексный анализ рекреационного использования территории. В научной литературе по рекреационной географии советского периода выделяется несколько подходов к определению освоенности территории или иными словами к определению формирования туристско-рекреационных систем (Герасимов, 1986).

Данная оценка предусматривает с одной стороны потребности рекреантов, а с другой – возможности реализации своих потребностей на той или иной рекреационной территории. В основу проведения пространственного анализа освоенности водных объектов РТ для различных видов туризма были положены две основные группы факторов: во-первых, факторы привлекательности, к которым мы относим природные условия, туристские ресурсы (транспортная доступность и удаленность), наличие туристской инфраструктуры; во-вторых, социально-экономические факторы.

В целях анализа привлекательности и освоенности водных объектов РТ для отдельных видов туризма мы воспользовались PEST-анализом. В целях повышения его эффективности мы скорректировали PEST-анализ с учетом рассматриваемой нами темы. В частности в анализ были включены те факторы внешней среды, которые оказывают, по нашему мнению, влияние на организацию отдельных видов туризма на территории тех или иных водных объектов, а также позволяют оценить роль водных объектов в привлечении туристов.

Кроме того, по каждому пункту PEST-анализа была проставлена степень их важности (вес критерия от 0 до 1). Для этого были опрошены 4 эксперта: два руководителя туристических фирм по организации внешнего и внутреннего туризма, сотрудник агентства по туризму РТ, один преподаватель (направление «Туризм»). Результаты PEST-анализа представлены в таблице 1.

Таким образом, в PEST-анализ мы постарались включить равное количество факторов по каждому из блоков. Наибольший вес, по мнению экспертов, имеют следующие факторы:

- слабый интерес государства к индустрии туризма в прибрежных зонах (A1);
- небольшое количество инкаминговых и инсайд туроператоров (A2);

- требования к максимальной технической оснащенности прибрежных территорий (А3);
- благодаря транспортным технологиям: возможность добраться до более благоустроенных и климатически комфортных условий (А4);
- качество обслуживания становится ключевым критерием выбора водного объекта для отдыха (А5).

Таблица 1. PEST-анализ туристской привлекательности водных объектов РТ

Политические	Вес	Экономические	Вес
1. Слабая проработка федерального законодательства в области туризма и организации отдыха на воде	0.1	1. Высокая стоимость на размещение вблизи водных объектов РТ, более дешевая стоимость зарубежных курортов	0.3
2. Низкая степень межрегионального взаимодействия в сфере туризма на водоемах общего значения	0.1	2. Фактор сезонности спроса на туристские услуги	0.2
3. Небольшое количество грантов в сфере туризма для организации эко туров и др. туров на воде	0.2	3. Отсутствие необходимого кол-ва специализированных средств размещения (санатории, спа-отели, эко-отели)	0.2
4. Слабый интерес государства к индустрии туризма в прибрежных зонах	0.6	4. Небольшое количество инкаминговых и инсайд туроператоров	0.3
Социальные	Вес	Технологические	Вес
1. Повышение интереса к экологическому, рекреационному отдыху на территории проживания, национальным особенностям территорий (стран, городов, регионов)	0.3	1. Требования к максимальной технической оснащенности прибрежных территорий	0.3
2. Рост числа международных туристских прибытий по миру (более 1 млрд. по итогам 2012 по данным ЮНВТО)	0.1	2. Развитие транспортной доступности	0.2
3. Качество обслуживания становится ключевым критерием выбора водного объекта для отдыха	0.4	3. Очистные сооружения и контроль качества воды	0.2
4. Смещение туристских предпочтений от массового туризма к более персонифицированному и эко логичному отдыху	0.2	4. Благодаря транспортным технологиям: возможность добраться до более благоустроенных и климатически комфортных условий	0.3

В целях повышения эффективности анализа мы решили дополнить его методом Дельфи. Его основная цель в данном случае – выявить наиболее весомый фактор. В данном случае мы воспользовались мнением тех же экспертов. Но по условиям

метода были определены критерии выбора. С учетом тематики нашей работы были выбраны следующие:

- оборудованные прибрежные зоны и их техническое оснащение;
- качество обслуживания, как ключевой критерий выбора водного объекта для разных видов отдыха;
- организация отдыха (специализированные структуры, в том числе государственные и туроператоры внутреннего туризма);
- транспортные технологии.

Таким образом, в качестве альтернативы выбора представлены факторы, получившие наибольший вес согласно PEST-анализу. Экспертами были высказаны мнения по степени важности того или иного фактора с учетом 4 выбранных критериев. По каждой из альтернатив (факторов), было определено медиальное значение (срединное значение), на основе которых впоследствии будет отдано предпочтение наиболее весомому.

Далее нами были выявлены средние показатели оценки экспертов по всем четырем критериям. Выбор в пользу того или иного фактора осуществим на основе суммирования средних величин в таблице 2.

Таблица 2. Сводная таблица средних оценок экспертов

Эксперт	Критерий				
	A1	A2	A3	A4	A5
1	0.15	0.1	0.15	0.55	0.5
2	0.45	0.675	0.6	0.1	0.1
3	0.2	0.15	0.85	0.2	0.2
4	0.425	0.225	0.1	0.1	0.6
Сумма	1.225	1.15	1.7	0.95	1.4

Согласно методу Дельфи наибольшее значение среди всех факторов, влияющих на освоенность водных объектов в различных видах туризма, по мнению экспертов, имеет техническое оснащение прибрежных территорий.

Как уже говорилось ранее, освоение территории возможно только при проявлении человеческой активности на той или иной территории. В связи с этим нами был проведен опрос населения РТ в количестве 260 человек в возрасте от 16 до 65 лет посредством опроса в социальных сетях и устного опроса. В опрос были включены 3 вопроса. Опрос проводился в марте 2014 г.

Туристы и рекреанты, и реализуемые ими практики классифицируемы, т.к. за обобщающим термином турист подразумевается широкое разнообразие человеческой деятельности, целей и мотивов. Одним из первых использовавших категорию «пространство» в анализе с активностью человека стал немецкий философ и социолог Г. Зиммель, полагая, что пространство способно соединять социальные явления. В его интерпретации истолкованное как символическая сущность пространство является каркасом структуры социальных взаимодействий. Действие изучается в понятиях статики и динамики. Пространство служит полем размещения и перемещения. Предложенные Г. Зиммелем измерения пространства, на наш взгляд, тесно связаны с туризмом, как формой пространственной мобильности и социальных взаимодействий с природой (Филиппов, 2008).

В связи с этим в основу первого вопроса был заложен способ использования водного объекта в целях рекреации и туризма. В ходе исследования были выявлены 3 наиболее популярных ответа, процентное соотношение среди них распределилось следующим образом: в целях купания водные объекты использует 30.62% опрошенных, чуть меньше – 29.27% для прогулок, для приема солнечных ванн (без купания) – 21.08%.

В ходе исследования не было выявлено иных целей отдыха, но в варианте ответа «другое» 7.69% ответили, что не используют водные ресурсы для отдыха. Графическое отображение результатов представлено на рисунке 1, который наглядно иллюстрирует распределение предпочтений по виду отдыха в процентном соотношении.

В связи с тем, что 7.69% опрошенных не используют водные объекты в целях рекреации, последующий вопрос о водных объектах РТ – озерах, реках, водохранилищах и иные водотоках, используемых для летнего отдыха, был задан лишь 240 респондентам. Название водных объектов было предложено указать самим. На основании опроса было выявлено 8 наиболее популярных водных объекта у жителей республики. 3% респондентов дополнили это список иными названиями, которые мы не стали включать в наглядную демонстрацию, объединив их в общую группу под названием «Другие».

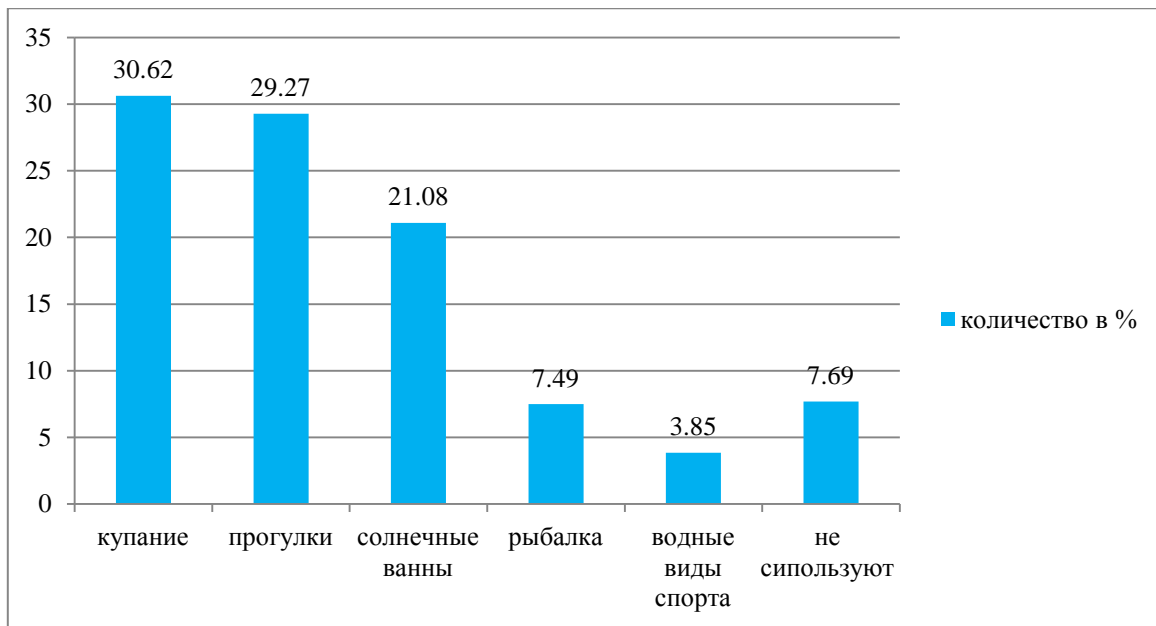


Рис. 1. Распределение предпочтений по виду отдыха

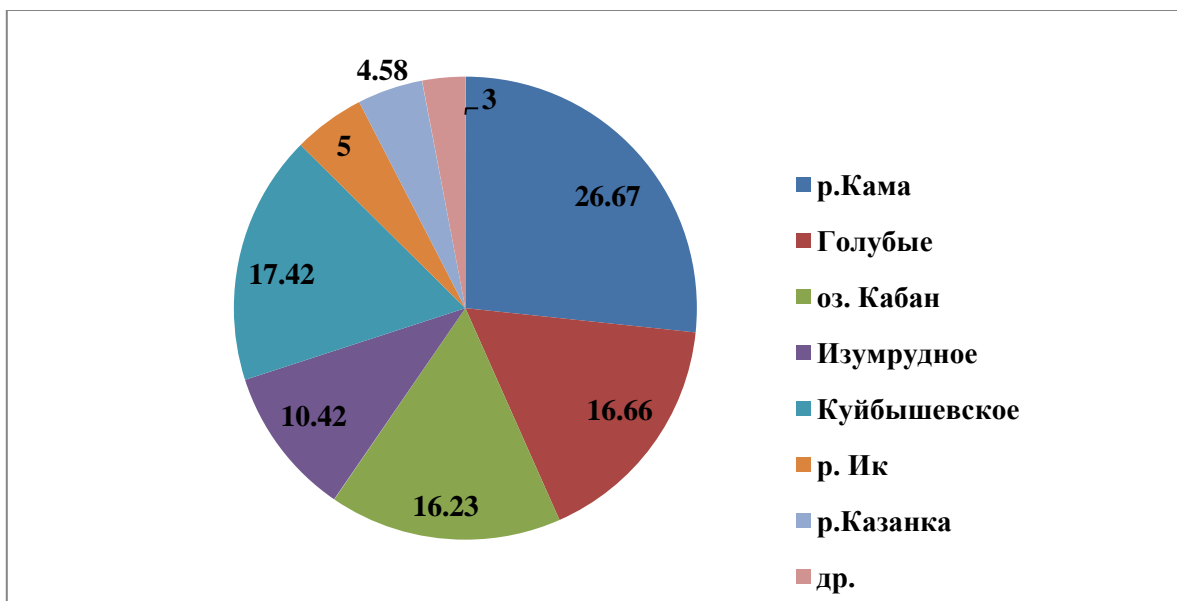


Рис. 2. Процентное соотношение водных объектов по данным опроса

В своей книге «The tourist Gaze» британский социолог Урри разработал теорию, объясняющую, почему в поисках удовольствия люди путешествуют и от чего ездят в определенные места. Урри доказывает, что туризм предполагает поездку куда-либо в поисках зрительных впечатлений, которые обычно люди не получают дома или на работе. Основное занятие туристов – «глядеть на знаки», т.е. они смотрят на достопримечательности данного места, будь то прекрасный вид или прекрасный собор (Urry, 2002).

В своем исследовании мы решили проверить, что влияет на выбор того или иного водного объекта для отдыха. Участвующим в опросе был задан следующий вопрос: «Что влияет на выбор водного объекта (река, озеро, водохранилище и др.) в целях отдыха в летнее время в Республике Татарстан?».

На данный вопрос подавляющее количество ответов распределилось между двумя вариантами: удобства и техническое оснащение 34% и 31% предпочитает отдых на воде за рубежом, т.е. с пространственной точки зрения было выявлено два вида рекреационной деятельности – пассивный и активный. Под пассивной рекреацией понимается отдых по месту своего жительства, «активная рекреация» связана с перемещением рекреанта за пределы территории обитания.

29% респондентов выбирают водные объекты по качеству воды, основываясь при этом на своем мнении о качестве, 6% выбирают те или иные водные объекты при наличии средств размещения на прибрежной территории.

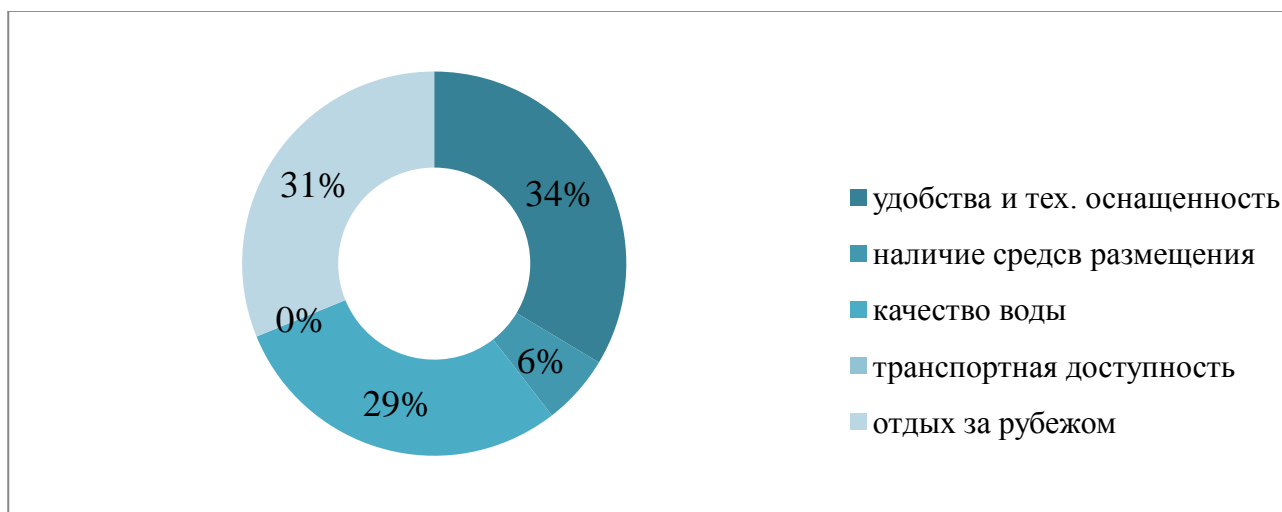


Рис. 3. Процентное соотношение обоснования выбора водных объектов в целях рекреации

Согласно проведенным исследованиям основными зонами локализации рекреационных водных объектов РТ являются территории вблизи особо охраняемых природных территорий (ООПТ), урбанизированные ландшафты, территории с наличием культурно-исторических объектов. Согласно результатам опроса и экспертной оценки, мнение экспертов и туристов, непосредственно осваивающих водные объекты, совпало относительно ключевого фактора – «удобства и техническое оснащение», влияющих на освоенность водных объектов РТ. При этом респонденты отмечают, что предполагаемые удобства не всегда находятся непосредственно на

прибрежной территории, но их наличие в 10-15 минутной шаговой доступности является порой определяющим фактором при выборе места отдыха.

Также хотелось бы отметить, что территория РТ неоднородна по качеству и количеству водных туристско-рекреационных ресурсов, которые могут быть включены в состав туристических пакетов. Рекреационная значимость территорий во многом зависит от температурного режима и качества открытых водоемов.

В дальнейшем для более репрезентативных результатов планируется увеличить количество респондентов для выявления потребительских предпочтений при выборе водных объектов при организации самодеятельного и организованного отдыха, а также выявления характеристик, с точки зрения рекреанта препятствующих туристскому использованию. На основании полученных данных предполагается составление туристских предложений по внутреннему туризму с точечными предложениями по формированию экологических маршрутов с использованием потенциала водных объектов РТ.

Рекреационное водопользование при его включении в туристическое предложение РТ может стать полноправным участником хозяйствования и приносить экономическую выгоду региону, т.е. пространственный анализ должен учитываться должным образом для дальнейшего планирования перспектив, с точки зрения развития туристско-рекреационных зон.

Список литературы

1. Герасимов И.П. Основы конструктивной географии М.: Изд-во Просвещение, 1986. 287 с.
2. Красильникова И.Н. Рекреационное освоение территории и формирование территориальных рекреационных систем разного ранга // Псковский регионологический журнал. 2006, вып. 2. С.101-107.
3. Трофимов А.М., Рубцов В.А., Горшкова А.Т., Мавляутдинова Г.С. Содержательное толкование взаимоотношений составляющих «триады» экологии: природа - население - производство // Сб. научн. трудов Международной научно-практической конф. М., 2006. С. 297-299.
4. Филиппов А.Ф. Социология пространства. СПб: Изд-во Владимир Даль, 2008. 290 с.
5. Urry J. The Tourist Gaze: Leisure and Travel in Contemporary societies. / London: Sage Publications. 2002. 189 с.

ОСНОВЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ ПОВЕРХНОСТНОГО СТОКА МАЛЫХ РЕК

Каримова А.И., аспирант

E-mail: aigy199_99@mail.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

Статья посвящена изучению условий формирования стока р. Казанки и выбору наиболее подходящего к исследуемому процессу метода математического моделирования. Дается полная характеристика факторов, влияющих на поверхностный сток реки. Показано преимущество выбранного детерминировано-стохастического метода моделирования над остальными методами.

Ключевые слова: моделирование, сток реки, стохастический, детерминированный процесс, факторы стока.

Река Казанка имеет важное научное, практическое, культурное, рекреационное и историческое значение. Сохранение водного объекта – необходимое условие комфортной жизни населения Республики Татарстан. Река практически на всем своем протяжении испытывает на себе антропогенное воздействие в связи с чем, она постепенно деградирует, меняет русло, режим и водность. Берега Казанки в пределах города густо застроены, присутствуют жилые, производственные массивы, которые оказывают влияние на экологическое, геофизическое, гидрологическое состояние водоема, меняется качественный состав воды, состав флоры и фауны, изменения претерпевают также очертания реки (Щеповских и др., 2007). Существует ряд общих проблем, которые требуют незамедлительного решения в целях сохранения и восстановления акватории: загрязнение реки бытовыми и промышленными отходами, обмеление реки, в связи с отсутствием контроля за уровнем воды в русле, гибель обитателей водоема и его прибрежной части. В связи с этим необходима разработка комплекса мер по улучшению сложившейся ситуации и рациональному природопользованию. Важно уже до начала хозяйственной деятельности учесть все возможные негативные последствия, планируемого воздействия.

Цель работы – решение вопроса выбора наиболее подходящего метода моделирования поверхностного стока рек, определение факторов, влияющих на формирование стока рек.

Существуют различные методы прогноза, разработанные в гидрологии и смежных областях: стационарные, экспедиционные, экспериментальные, теоретические. Одним из приоритетных направлений экспериментального метода является математическое моделирование.

Математическое моделирование – способ исследования объектов, явлений и процессов, основаны на применении моделей. Математическая модель – приближенное описание природных процессов и явлений, выраженное с помощью математических правил и математической символики (Виноградов, Виноградова, 2010).

В гидрологии история математического моделирования начинается с открытия в 1856 г. Дарси своего знаменитого закона фильтрации жидкости и газов в пористой среде. В 1960 г. с развитием компьютерных технологий появились модели для поверхностного стока и наносов, затем в 1970 г. – для оценки качества поверхностных и грунтовых вод и т.д.

На сегодняшний день данное направление получило широкое признание среди гидрологов и считается одним из самых перспективных. Много усилий потрачено на создание моделей, описывающих гидрологические процессы. И все же остается большой круг трудноразрешимых проблем, связанных с необходимостью получения работающих на практике моделей. Это объясняется сложностью происходящих в природе процессов и недостаточностью накопленных знаний. Что-то остается за гранью возможностей человеческого мозга и поэтому пока не удастся учесть все факторы, которые значимо влияют на изучаемый процесс.

В рамках данной работы изучаются процессы формирования стока реки с использованием модельного аналога. Исследование включает в себя несколько этапов:

1. Изучение и анализ существующих моделей формирования стока.
2. Выбор подходящего метода моделирования.
3. Изучение факторов, оказывающих влияние на формирование поверхностного стока реки.

4. Выбор наиболее важных для исследования факторов, построение модели на их основе.

5. Реализация модели, проверка ее адекватности, анализ полученных результатов.

6. Применение модели для изучения поверхностного стока реки Казанка.

Изучение и анализ существующих моделей позволяет сделать заключение о том, что имеющиеся модели решают в основном частные вопросы, и привязаны к определенному водному объекту. Стоит задача создания наиболее простой и универсальной моделирующей системы. Не нужно стремиться к учету всех факторов оказывающих влияние на сток, это приводит к ошибочным результатам, создает перегруженность модели данными. По возможности модель необходимо упрощать, модифицировать и отражать в ней только важные зависимости, не теряя при этом ее физический смысл. Выделяют два типа гидрологических моделей:

Модели, в основе которых данные, иначе их называют системы черных ящиков, исследуются с применением математического и статистического инструментов, на вход подаются данные, на выходе получают поведение системы, зависимости, законы, описывающие изучаемое явление.

Второй тип моделей строится на основе уже известных науке законов, вначале она может разрабатываться на произвольном наборе данных, затем уже изучать реальные процессы. Данные модели можно использовать для прогноза, задавая на входе возможные значения параметров, получать на выходе отклик системы.

Первый тип моделей относят к стохастическому моделированию, второй – к детерминированному (Гельфан, 2007).

Стохастический процесс – это процесс, поведение которого не является детерминированным, и последующее состояние такой системы описывается как величинами, которые могут быть предсказаны, так и случайными. Стохастическое моделирование – процесс создания искусственных одномерных и многомерных гидрометеорологических случайных величин, процессов, полей и сложных систем.

Стохастическое моделирования можно разделить на две части: оценка исходных параметров, статистических распределений; процесс «генерации реализаций в соответствии с этими параметрами» (Ахметсафина и др., 2010).

В гидрологии данный метод используется для нахождения таких показателей как гидрограф стока, годовой сток, длительность паводкового периода, максимальные расходы, средние годовые расходы воды, средние месячные величины стока и т.д. Использование метода позволяет делать прогнозные оценки, извлекать дополнительную информацию из имеющихся рядов наблюдений, подробнее изучать природу происходящих процессов. Однако, работа исследователя часто затрудняется недостаточностью информации или ее неточностью, существованием внутрирядной связанности, изначально неверной оценкой параметров (Виноградов, Виноградова, 2010).

Стохастический процесс характеризуется беспорядочным, часто дискретным изменением определяющих величин, при этом значение выходной величины не находится в соответствии с входной. Детерминированный процесс характеризуется непрерывным изменением определяющих величин по вполне определенным закономерностям, при этом выходные величины однозначно определяются входными (Робертс, 1965).

Для детерминированного моделирования обычно используют уже известные физико-химические закономерности, применимые к изучаемому процессу. В гидрологии с помощью данного метода решаются следующие задачи: получение гидрографов стока с неизученных бассейнов, нахождение элементов водного баланса, изучение процессов формирования стока, оценка его изменения.

Формирования речного стока это сложный процесс и использование только одного из вышеописанных методов недостаточно для полного описания процесса. Ю.Б. Виноградов в монографии «Математическое моделирование в гидрологии» отмечает, что для успешного моделирования необходимо использовать подход, включающий в себя элементы как стохастического, так и детерминированного моделирования.

Детерминированное моделирование позволяет построить модель формирования стока, на основе фундаментальных законов физики и «приложить» к ней метеорологические данные с использованием стохастического моделирования. Совмещение стохастической модели погоды и детерминированной модели формирования стока позволяет рассчитать координаты кривых распределения характеристик стока (среднегодовые, среднемесячные, максимальны, минимальные

расходы и т.д.) (Виноградов, Виноградова, 2010). Рассмотрев особенности существующих методов моделирования, было решено в основу модели положить детерминировано-стохастический метод, как наиболее полно описывающий процесс формирования стока реки. Следующим этапом, идущим за выбором метода исследования, является изучение факторов влияющих на формирование стока.

Сток реки – перемещение воды по речному руслу, образуется в результате таяния снега и льда, выпадения дождей (поверхностный сток) и за счет грунтовых вод (подземный сток). Вначале представляет собой мелкие ручейки, которые сливаются в единый поток, образуя реку (Чеботарев, 1950).

На формирование стока реки, его размер, распределение по территории и по времени оказывают влияние ряд факторов. Их условно можно разделить на природные и антропогенные. К природным факторам относят: климат, рельеф, структура почвенного покрова, геологические условия, растительность, морфометрические характеристики водоема, наличие озер, болот и т.д. Антропогенные факторы могут включать в себя агротехнические, лесомелиоративные мероприятия, строительство гидротехнических сооружений. При создании модели будут учитываться только те факторы, которые оказывают значимое влияние на формирование стока реки Казанка. Важным фактором является климат, влияние которого происходит через испарение, осадки, температуру (Важнов, 1976).

Климат в бассейне реки Казанка является умеренно-континентальным, с достаточно холодными зимами при средней температуре января $-10-14^{\circ}\text{C}$, и с теплым или жарким летом со средней температурой июля $+19-20^{\circ}\text{C}$. Среднегодовая температура – 4.6°C , среднегодовое количество осадков – 558 мм в год (Переведенцев и др., 2006). Казанка является рекой средней водности, сток в течение года распределен неравномерно, это определяется преобладанием снегового питания. Модули подземного питания имеют значения $0.5 - 5.0$ л/сек км^2 , в низовьях может достигать до 10 л/сек км^2 (Щеповских и др., 2007).

Влияние рельефа проявляется в изменении скорости течения воды по поверхности почвы в зависимости от уклона. Концентрации поверхностного стока способствуют изрезанность поверхности и наличие тальвегов, впадающих в реку. Коэффициенты стока для равнинных рек европейской территории СНГ колеблются от 0.02 до 0.5.

Почти на всем своем протяжении водосбор реки Казанка – ассиметричная, слабоизвилистая равнина, пересекается долинами притоков, балками и оврагами, имеет общий уклон поверхности к юго-западу, по мере приближения к устью рельеф местности становится более пологим, приобретает более мягкие очертания (Амосов и др., 2003).

Влияние почвы происходит через процесс инфильтрации и испарения, увеличение либо уменьшение стока зависит от водно-физических свойств почвы и от климата; влага, которая задерживается в верхнем слое почвы, тратится либо на испарение, либо используется растениями. Другая часть в процессе инфильтрации достигает грунтовых вод и затем попадает в реку. Изменение речного стока обратно изменению испарения (Михайлов, Добровольский, Добролюбов, 2007). На территории бассейна распространены наименее плодородные серые лесные и дерново-подзолистые почвы, имеющие маломощный гумусовый горизонт.

Геологическое строение бассейна определяет условия накопления и расходования влаги, подземных вод, питающих реки. Состав горных пород, характер их залегания влияет на формирование стока, влияние усиливается при хорошей инфильтрационной способности почв (Амосов и др., 2003).

Долина реки – ассиметрична, включает в себя природные комплексы поймы, надпойменные террасы и коренные склоны. Река протекает по толще казанского и татарского ярусов пермской системы. Левый склон пологий, правый короткий и крутой, может достигать 50 м над рекой. Правый берег сложен из песчаников, мергелей и известняков, левый – из слоистых отложений суглинков, супесей и местами песков. Пойма реки равнинная, хорошо выражена на обоих берегах, она сложена из глинисто-песчаных аллювиальных наносов (Мозжерин и др., 2012).

Растительность влияет на сток несущественно и, в основном, это влияние проявляется в уменьшении поверхностного стока за счет увеличения шероховатости поверхности. При этом происходит увеличение инфильтрации влаги в почву, т.е. увеличение подземного стока. Наибольшая шероховатость наблюдается при наличии травянистого и древесно-кустарникового покрова.

Растительность представлена лесами (13%) и лугами (5%). Лесные массивы распространены в основном на севере и северо-востоке бассейна. Это хвойно-

широколиственные леса, состоящие из ели, пихты, липы, клена. На юго-западе преобладают сосновые леса (Амосов и др., 2003).

Большое значение имеют наличие озер, болот, вечной мерзлоты и ледников. Бывает полезным устанавливать коэффициенты озерности и заболоченности, представляющие собой соответственно отношение площади, занятой озерами или болотами, к общей площади речного бассейна (Великанов, 1974).

Человек в процессе хозяйственной деятельности преобразует окружающую его среду обитания. Рассматривая факторы формирования стока, нельзя упускать из виду антропогенный фактор. Человек воздействует как на саму реку, так и на водосбор в целом. Строительство гидротехнических сооружений, лесомелиоративные, агротехнические мероприятия выполняют функцию регулирования внутригодового распределения стока.

Из описанных выше факторов, влияющих на формирование стока, для моделирования было решено выбрать три наиболее значимых для исследования: климат, геологическое строение, антропогенное воздействие. Следующим этапом станет детальная разработка методологии моделирования и создание модели.

Итогом проделанной работы является выбор детерминировано-стохастического метода изучения стока и определение перечня факторов, влияющих на исследуемое явление, которые лягут в основу модели.

Список литературы

1. Экологические проблемы малых рек Республики Татарстан (на примере Меши, Казанки и Свяги). Казань: Издательство «Фэн», 2003. 289 с.
2. Ахметсафина А.Р., Миннихметов И.Р., Пергамент А.Х. Стохастические методы в программе геологического моделирования // Вестник ЦКР Роснедра. Научно-методическое обеспечение разработки. 2010. вып.1. С. 34-45.
3. Важнов А.Н. Гидрология рек. М.: МГУ, 1976. 338 с.
4. Великанов М.А. Гидрология суши. Л.: Гидрометеиздат, 1974. 455 с.
5. Виноградов Ю.Б., Виноградова Т.А. Математическое моделирование в гидрологии: учеб. Пособие для студ. учреждений высш. проф. образования. М.: Издательский центр «Академия», 2010. 304 с.
6. Гельфан А.Н. Динамико-стохастическое моделирование формирования талого стока. М.: Наука, 2007. 280 с.

7. Михайлов В.Н., Добровольский А.Д., Добролюбов С.А. Гидрология. Учебник для вузов. М.: Высшая школа, 2007. 463 с.
8. Мозжерин В.И., Ермолаев О.П., Мозжерин В.В. Река Казанка и ее бассейн. Казань, 2012. 280 с.
9. Переведенцев Ю.П., Верещагин М.А., Шанталинский К.М., Наумов Э.П., Хабутдинов Ю.Г. Климат Казани и его изменения в современный период. Казань: Изд-во Казанского ун-та, 2006. 215 с.
10. Робертс С.М. Динамическое программирование в процессах химической технологии и методы управления: перевод с английского. М.: Мир, 1965. 480 с.
11. Чеботарёв А.И. Гидрология суши и речной сток. Л.: Гидрометеоздат, 1950. 344 с.
12. Щеповских А.И. и др. Государственный реестр ООПТ в РТ. Издание второе. К.: Идел-Пресс, 2007. 408с.

СОВРЕМЕННОЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ И ФАКТОРЫ РАЗВИТИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ТУРИЗМА В ФИНЛЯНДСКОЙ РЕСПУБЛИКЕ

Рысаева М.А., аспирант

E-mail: mrysaeva@inbox.ru

Институт экономики, управления и права, г. Казань

Аннотация

Данная публикация посвящена рассмотрению современного состояния и анализу факторов развития экологического туризма на территории Финляндской Республики. В работе приведены актуальные статистические данные согласно рассматриваемой тематике и их графическое оформление.

Ключевые слова: экологический туризм, экологическая ситуация, Финляндская Республика, природно-ресурсный потенциал, экологическое районирование, социологический опрос.

В туристском бизнесе на протяжении последних десятилетий, как отдельное направление активно развивается экологический туризм. Многие специалисты признают его одним из самых перспективных направлений развития туризма в мире. По различным оценкам, экологический туризм составляет 10-20% от всего мирового рынка туристских услуг, являясь одной из самых динамично растущих отраслей.

Несмотря на то, что термин «экологический туризм» используется в туристском бизнесе уже несколько десятилетий (большинство специалистов по туризму считают, что впервые термин был использован Т. Миллером в 1978 г.), единого мнения по этому вопросу до сих пор нет. Так в одних случаях под экологическим туризмом понимаются любые путешествия (включая охоту и рыбалку), предпринимаемые в дикую природу. В других случаях, экологический туризм – это путешествия, не приносящие вреда окружающей среде и направленные на поддержание экологического равновесия в природе.

Имеются и географические отличия в определении экологического туризма. На наш взгляд, достаточно емким является определение, предложенное в 1992 г. Обществом экотуризма (Ecotourism Society), располагающимся в США. Под

экологическим туризмом понимается туризм, представляющий собой путешествия в места с относительно нетронутой природой для получения представления о природных и культурно-этнографических особенностях территории, который не нарушает целостности экосистем и создает такие условия, при которых охрана природы и природных ресурсов становится экономически выгодной для местного населения (Шимова, 2013).

Перспективы его очень заманчивы, и многие страны (страны Западной и Северной Европы, Центральной и Северной Америки, Южной Африки, Восточной Азии) уделяют развитию данного направления туризма большое внимание.

Не исключением в череде этих стран является Финляндия, где доля всех экотуров от общего числа проданных турпакетов составляет около 2%. Ее природа как нельзя более располагает к развитию этого вида туризма, ведь здесь великое множество озер, богатая растительность и морское побережье с целебным воздухом. Целомудрие природы, бескрайние леса, изобилующие грибами и ягодами, реки, полные рыбы – все это создает предпосылки для активного развития экологического и смежных видов туризма здесь.

Финляндская Республика одна из самых чистых экологических стран мира. В частности эти слова подтверждают следующие статистические данные. В Финляндии самая чистая вода в мире. 80% воды в Финляндии классифицируется как исключительно чистая. Суоми, как еще называют эту страну, имеет самый большой процент лесистости в Европе (более 2/3 территории страны), а в рейтинге самых экологически чистых стран мира Финляндия по итогам 2010 г. заняла четвертое место из 140 стран-участниц.

В Финляндии предельно бережно относятся к окружающей среде. Масштабные усилия по защите природы предпринимаются на уровне государства. Действует система раздельного сбора и утилизации отходов. За выброс мусора в неположенном месте предусмотрены огромные штрафы.

Одним из важнейших факторов развития экологического туризма страны является ее природно-ресурсный потенциал, поражающий своей контрастностью и многообразием.

Финляндия – государство, расположенное на севере Европы, граничащее на востоке с Россией, на северо-западе со Швецией и на севере с Норвегией. Имея

площадь в 338.4 тыс. км², с численностью населения в 5.4 млн. человек Финляндия является соответственно 64 и 111 страной по эти цифрам в мире. Но данные статистические показатели совершенно не отражают все богатство имеющегося здесь разнообразия ресурсов.

По состоянию на 2013 г. в Финляндии создано 37 национальных парков, занимая 2.5% площади страны. В 2012 г. национальные парки Финляндии посетило свыше 1.7 миллиона человек. Во все заповедники вход свободный, и в большинстве есть туристический центр с бесплатными картами велосипедных и пеших маршрутов разной степени сложности.

Нетронутые леса и заповедные территории национального парка «Нууксио» в г.Эспоо, озера Нясиярви и Пюхьярви в Тампере, формирующие уникальный озерный регион в Финляндии, архипелаг из 20 тыс. островов, покрытых скалами, и сосновые леса Турку выделяют Финляндию среди других Скандинавских стран, поскольку природа этого края не знает аналогов.

Следует отметить, что вышеназванные природные ресурсы, имеющиеся на территории крупнейших городов Финляндии, вызывают интерес и доступны большому количеству туристов, поскольку находятся в непосредственной близости к столичному региону страны – Хельсинки. Так, например, национальный парк в г.Эспоо находится в 35 минутах езды от Хельсинки, до озерного края страны чуть больше 100 км, до г. Турку – 150 км.

Почти четверть территории Финляндии находится за Полярным кругом, это регион Северной Финляндии (города Рованиemi, Кеми, Торнио), где туристов привлекают такие интересные природные явления, как северное сияние в Лапландии, полярный день, продолжающийся с середины мая до середины июля и полярная ночь – с 25 ноября до 17 января. Такая особенность географического положения страны, приводит к тому, что тысячи гостей приезжают сюда, чтобы полюбоваться этими удивительными явлениями природы.

Около 71% территории страны занимают лесные угодья, озерно-речная сеть составляет 10% всей площади страны (190 тыс. озер и 2000 рек). Самым богатым озерами и лесами регионом страны является Восточная Финляндия, провинция Микелли, где находится самое крупное озеро Финляндии – Сайма, являющееся и самым привлекательным местом для рыболовов.

Финляндия, бесспорно, одна из самых экологически чистых стран в мире, благодаря чему страна позиционируется как одно из ведущих направлений международного экотуризма. И даже если туристы, посещая Финляндию, не планируют специальный экологический тур, он начинается автоматически сразу же после пересечения границы: чистый воздух, минимум химических и микробиологических факторов риска в продуктах питания, вода, которую даже в Хельсинки можно пить из-под крана.

Административно-территориальное деление страны практически полностью повторяет выделяющиеся здесь экологические зоны (края) региона (рис.1).



Рис. 1. Карта административных районов Финляндии

Условно, территория Финляндии подразделяется на 5 экологических зон:

1. Хельсинки и столичный округ Эспоо, зона наибольшей урбанизированности в Финляндии: нетронутые леса, и заповедные территории.

2. Северная Финляндия со столицей финской Лапландии – городом Рованиеми, являющаяся регионом северного сияния, полярной ночи и полярного дня. Экологическим раем можно назвать Лапландию, расположенную на Севере

скандинавского полуострова, почти на самом Северном полюсе.

Именно в этой части страны расположен самый большой национальный парк Финляндии – Лемменейоки, имеющий статус самого длинного в Европе лесного незаселённого участка.

Суровые климатические условия, отсутствие промышленных центров, малолюдная территория района – все это способствует максимальному сохранению его природных богатств. Вода в водоемах региона пригодна для питья, рыбалка здесь просто исключительная, леса полны непуганых животных, а северные олени разгуливают по улицам городов. Летом в Лапландии активный отдых на природе очень разнообразен – катание на лошадях, горных велосипедах, каноэ, просто пешие походы по лесам или сопкам и многое другое. Зимой по бескрайним просторам региона можно прокатиться на оленьих или собачьих упряжках.

3. Центральная Финляндия и главный город Тампере с великолепной природой, роскошными озерами и мягким климатом. Для тех, кто предпочитает путешествовать на байдарках, подойдут водоемы центральной Финляндии, заливы Аландского архипелага, озера и реки в Кайну, Лапландии и Сайменском бассейне. Здесь можно пройти кипучие речные пороги, поплавать на плоту по водной глади большой реки и даже в одиночку поработать веслом на каноэ.

4. Западная Финляндия с административным центром в г. Турку (активный экотуризм: пешеходный, велосипедный.).

5. Восточная Финляндия с административным центром в г. Микелли, являющаяся озерным краем региона. Данный регион является раздольем для любителей путешествовать водными просторами на яхте, катере или лодке. В такой поход можно отправиться на оз. Саймаа, и, при желании, проплыть по нему три сотни километров от Лаппенранты до Йоэнсу.

В свою очередь выгодное географическое и ресурсное положение Финляндии, ее пограничное положение с Россией и другими скандинавскими странами (Швеция, Норвегия), близость по отношению к другим европейским государствам способствует все более увеличивающему приросту туристов, среди которых доля любителей экологического туризма возрастает с каждым годом.

В подтверждении данных слов обратимся к статистике. Так, согласно данным Федерального агентства по туризму (Ростуризм) по итогам 2013 г. только по

официальным сведениям количество российских туристов посетивших Финляндию составило свыше 5.5 млн. человек, обогнав ближайших Турцию и Египет более чем на 1.5 млн. человек (URL: <http://www.russiatourism.ru>). Одних только 500 тыс. ночевок было проведено нашими туристами в коттеджах Финляндии, а именно зачастую данное средство размещения и является той лакмусовой бумажкой, определяющей принадлежность экологического отдыха туристов.

Богатство природно-ресурсного потенциала страны, создающего прекрасные возможности для развития экологического туризма, подкрепляется соответствующей туристической инфраструктурой.

Размещение туристов на старых, не имеющих никаких, даже самых примитивных удобств, фермах, отошло в прошлое. Теперь для любителей дикой природы и спокойного отдыха строятся коттеджи, отдых в которых максимально комфортабелен. Уровень таких коттеджей, как правило, разный: от очень скромного до комфортабельного, почти роскошного. Альтернативу коттеджам составляют кемпинги, где можно остановиться, путешествуя в автодоме, караване или даже в палатке. Такое размещение считается самым выгодным.

Одним из примеров гармоничного существования экологического туризма в Финляндии, как для местных жителей, так и для многочисленных туристов является документально задекларированное «Право свободного передвижения», смысл которого предельно прост. Сущность в том, что никто не может запретить ловить рыбу, собирать охапки дикорастущих цветов и полные корзины грибов, а также преградить доступ к воде, но, находясь на лоне природы люди должны отнестись к ней со всем уважением. Конечно, некоторые ограничения есть, но все они устанавливаются государством, а не владельцами частных территорий, и если сравнивать с другими европейскими странами, то в Финляндии действуют самые демократичные правила, когда речь идет о доступе на частные земли.

Конечно, все видимое благополучие, в плане развития экологического туризма Финляндии достигалось и продолжает достигаться за счет разработанной единой программы развития экологической отрасли страны.

Экологическая обстановка в Финляндии известна благополучием и стабильностью. Так, в рейтинге по итогам 2013 г. среди самых здоровых стран, в котором учитываются экологические и демографические условия (загрязненность

воздуха, доступ к чистой питьевой воде, биоразнообразию и пр.), составленном специалистами Forbes, Финляндия занимает 4-е место в мире (после Швейцарии, Норвегии, Швеции соответственно). При этом водопроводная вода в Финляндии и, в частности, в Хельсинки признана экспертами самой чистой в мире (URL: <http://yle.fi/>).

Как видно из приведенного выше рейтинга, Финляндия оказалась на вполне заслуженном 4-ом месте. Финская Лапландия, в частности, до сих пор считается одним из последних уголков Европы, который может гордиться нетронутой природой, богатыми лесными массивами и ожерельем кристально-чистых озер, привлекающий многочисленных туристов побывать наедине с природой.

Так, согласно новостному финскому portalу Фонтанка-fi, финское правительство выделило на продвижение экологического туризма Финляндии в 2014 г. 4 млн. евро. В отличие от других видов туризма, экотуризм медленно окупается, но Финляндия – особенная страна, где уже заложен фундамент экологического туризма и есть четкие механизмы финансовых поступлений от экологического туризма на нужды поселений и охрану природы.

Уже более 20 лет, начиная с 1990 г., в Финляндии активно взаимодействуют между собой различные ведомственные экологические организации, в том числе хорошо налаженной является функционирующая здесь система экологического менеджмента, деятельность которой направлена на решение следующих аспектов развития экологического туризма: требования экологически сознательных туристов к условиям проведения путешествий; меры, способствующие экономии сырья, воды и электро- и теплоэнергии туристскими предприятиями; освоение управления отходами с целью обеспечения соответствия Закону об отходах Финляндии; особые характеристики туристских предприятий при предоставлении ими специфических туристских услуг. Действует система раздельного сбора и утилизации отходов. За выброс мусора в неполюженном месте предусмотрены огромные штрафы.

Итоги рассмотрения данной тематики хотелось бы отразить в форме результатов социологического опроса, который был проведен в 2012 г. авторитетным европейским журналом в мире туризма и путешествий «Euromag». Российским туристам задавался один и тот же вопрос: «Какие ассоциации у вас возникают, когда вы слышите слово «Финляндия»?» (рис.2).

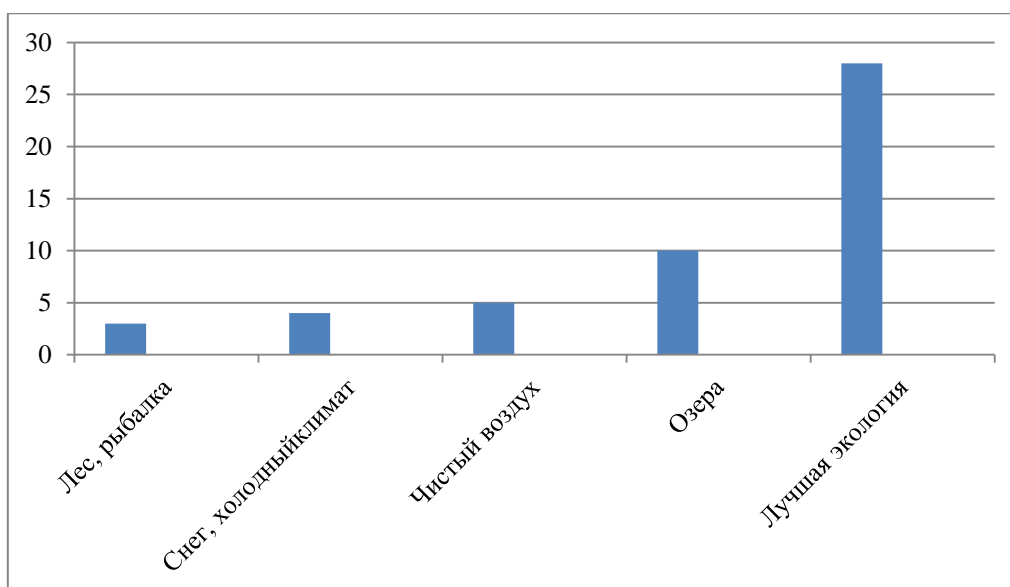


Рис. 2. Результаты социологического опроса российских туристов по Финляндии, %

Второй частью вопроса, адресованного российским туристам, явился вопрос: «Какие финские реалии вы хотели бы перенести в Россию?»

1. «Возможность пить воду из-под крана» – самый популярный ответ в опросе;
2. «Иметь схожую систему сортировки мусора» – второй по популярности ответ.

Следовательно, Финляндия считается одним из мировых центров экологического туризма и основными предпосылками для этого являются:

- Уникальность и разнообразие природных и рекреационных ресурсов;
- Благоприятная экологическая ситуация;
- Широкая вариативность тематических направлений экотуризма страны (от пешеходного и велосипедного до рыболовного и водного);
- Развитая туристическая инфраструктура, представленная широким спектром средств размещения, высоким качеством транспортного обслуживания и связью;
- Регулируемое в стране на всех уровнях экологическое законодательство в области экологического просвещения, экологического менеджмента и экологической политики региональных и международных экологических организаций с государственными структурами власти.

Список литературы

1. Шимова О.С. Основы устойчивого туризма: Учебное пособие. М.: НИЦ ИНФРА-М; Мн.: Нов. знание, 2013. 190 с.
2. Шимова О.С., Соколовский Н.К. Экономика природопользования: Учебное пособие. - 2-е изд., испр. М.: НИЦ ИНФРА-М, 2013. 272 с.
3. Актуальные новости о Финляндии Fontanka.Fi [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://fontanka.fi>, свободный. [Дата обращения: 22.03.2014].
4. Национальная телерадиовещательная компания Финляндии Yle [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://yle.fi/>, свободный. [Дата обращения: 22.03.2014].
5. Официальный сайт Федерального агентства по туризму Минспорттуризма России: [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.russiatourism.ru>, свободный. [Дата обращения: 22.03.2014].

**НЕКОТОРЫЕ ПРОБЛЕМЫ, СВЯЗАННЫЕ С НАГРУЗКОЙ
ПОВЕРХНОСТНЫХ ЛИВНЕВЫХ СТОКОВ НА ВНУТРИГОРОДСКИЕ
ВОДОЕМЫ**

Сабанаев Р.Н., аспирант

Никитин О.В., к.г.н., доцент

Бравков А.П., аспирант

Ежкова М.Н., инженер

E-mail: ruslans_90@mail.ru

Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань

Аннотация

В работе на основе результатов геоэкологических исследований одного из водоемов крупного города выявлены некоторые общие проблемы, связанные с воздействием поверхностных ливневых стоков на поверхностные воды, и сформулированы рекомендации по созданию программы мониторинга и сокращению количества привносимых в поверхностные воды вредных примесей.

Ключевые слова: внутригородские водоемы, антропогенная нагрузка, ливневые сточные воды, биогенные элементы, экологические проблемы.

Охрана и восстановление водных объектов входят в число главных целей «Водной стратегии Российской Федерации до 2020 года». Одним из ключевых факторов устойчивого функционирования водохозяйственного комплекса является оптимизация управления качеством вод водоемов, расположенных в черте крупных городов и являющихся, как правило, объектами многоцелевого использования и испытывающих значительную антропогенную нагрузку (Латыпова и др., 2012). Интенсивным фактором антропогенной нагрузки на водные объекты промышленно-урбанизированных территорий является поверхностный сток с городских территорий, относящийся к числу реальных экологических угроз внутригородским водоемам. При существующих системах очистки хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод загрязненность водных объектов продолжает нарастать в основном за счет сброса в них ливневых сточных вод, так как основное количество

поверхностного стока с территорий жилых комплексов и дорог поступает в водоемы без очистки.

Основными факторами, постоянно изменяющимися в процессе урбанизации и влияющими на степень и характер загрязнения поверхностного стока с городских территорий, являются санитарное состояние бассейна водосбора и приземной атмосферы, уровень благоустройства территории, плотность населения, интенсивность движения транспорта, а также гидрометеорологические параметры (Ерёмченко, Москвина, 2005). Значительное количество пылеобразующих субстанций разной природы предопределяет разную силу миграции экотоксикантов на водосборах многочисленных внутригородских водных объектов.

В настоящее время состав загрязнений поверхностного стока и их концентрации существенно изменились: резко возросла загрязненность поверхностного стока, прежде всего, за счет снижения мощности промышленных производств, в том числе и локальных очистных сооружений, при этом среднегодовые объемы ливневого стока не изменились, а объем очищаемого стока снизился. При анализе выпусков ливневой канализации необходимо учитывать, что промышленные предприятия, автомойки, автозаправочные станции, рынки, автостоянки часто используют ливневую канализацию для сброса производственно-технических стоков со своей территории, что приводит к загрязнению воды городских водных объектов.

В данной работе в качестве объекта исследования выбран водный объект старица р. Казанки в черте г. Казани. Считается, что основными источниками загрязнения городских водных объектов являются крупные промышленные предприятия. Тем не менее, систематические геоэкологические исследования и комплексная оценка экологического состояния воды, мощности и качества донных отложений старицы р. Казанки в черте г. Казани выявили значительный вклад совокупности иных факторов городской среды (Ерёмченко, Москвина, 2005; Яковлева и др., 2010).

Водоем на протяжении 55 лет принимал неочищенные промышленные, бытовые сточные и ливневые воды со значительной территории водосбора, диффузный сток с земельных садово-огородных участков и снежных отвалов города, складываемых на водосборе (Latypova et al., 2001).

Несмотря на то, что в последние годы сброс сточных вод промышленных предприятий прекращен, тем не менее, для водоема характерен продолжающийся с высокой скоростью процесс заиления. Приток поверхностного стока ливневой канализации в истоке излучины вносит 60% в водный баланс водоема (Никитин и др., 2011). Основными приходными элементами водного баланса являются: поверхностный приток с территории водосбора (принято по створу р. Казанка – Большие Дербышки); приток из сети ливневой канализации в истоке излучины, составляет величину 9 861.8 тыс.м³/год или 0.313 м³/с. Натурные измерения в летний межень без осадков период, когда из сети ливневой канализации не было сброса ливневых вод, составили 0.320 м³/с и 0.250 м³/с.

Наиболее неблагоприятное влияние на санитарное состояние водоемов оказывают содержащиеся в составе поверхностных ливневых стоков взвешенные вещества и нефтепродукты, а также биогенные элементы (фосфор, азот), поступающие с поверхностным стоком.

При сбросах большого количества взвешенных веществ в составе поверхностных ливневых стоков происходит заиливание водоемов. Скорость осадконакопления (в среднем 2.1 см/год, превышающая характерную для озерных систем РТ (Иванов и др., 2010) более чем в 4 раза) в последние годы после сброса промышленных сточных вод не снизилась, что указывает на высокий вклад сточных поверхностных и ливневых вод в осадконакопление и интенсивный процесс заиления водоема.

Тенденция роста концентрации нефтепродуктов в ливневом стоке обусловлена как интенсивной техногенной деятельностью, так и многократным увеличением плотности автомобильного потока, а, следовательно, и концентрация загрязнений в смывах с автомобильных дорог. Основная составляющая часть нефтепродуктов – насыщенные углеводороды чрезвычайно устойчивы к микробиологической деструкции, обладают высоким токсическим эффектом, снижают доступность кислорода для гидробионтов всех уровней организации. Кроме того, химическое окисление нефтепродуктов активно снижает концентрацию кислорода в водной среде. Рядом авторов (Моисеенко и др., 1996; Сальников, Герштанский, 2000) показано, что нефтяное загрязнение донных наносов на 2-3 и более порядка превышает загрязнение водной толщи в результате высокой сорбционной

способности донных наносов. Отмечено (Кондратьева, 2002), что связанные с донными наносами компоненты нефти могут диффундировать в водную толщу при изменении физико-химических условий в водоеме и, следовательно, представляют потенциальную угрозу вторичного загрязнения воды. Поэтому для разработки стратегии управления качеством поверхностных вод внутригородских водоемов в условиях поступления основного количества поверхностного ливневого стока с территорий промышленно-урбанизированных комплексов и дорог в водоемы без очистки актуальным является включение в программу мониторинга уровня загрязнения донных наносов.

Анализ стратиграфических слоев колонок донных наносов старицы р. Казанки (Никитин, 2011) выявил их сильное загрязнение нефтепродуктами и пространственную неоднородность распределения содержания нефтепродуктов в донных наносах: содержание нефтепродуктов изменяется от 11 до 57 000 мг/кг в зависимости от особенностей геоморфологического строения русла, гидродинамических факторов, интенсивности продукционных процессов, типа и интенсивности внешнего воздействия и особенностей седиментации взвешенного вещества. Распределение нефтяного загрязнения донных наносов по горизонтам мозаично, причем содержание нефтепродуктов определялось характером и интенсивностью техногенной нагрузки в разные периоды осадконакопления и типом донных отложений. С учетом объема накопленных донных наносов исследуемого водного объекта последний за 55 лет накопил в данных наносах 1013 т нефтепродуктов.

В результате поступления с поверхностным стоком биогенных элементов для исследуемого водоема характерны процессы антропогенного эвтрофирования и сопутствующее массовое развитие синезеленных водорослей, часто называемое «цветением» воды водоемов (рис.).

Эти процессы негативно сказываются на санитарно-экологическом состоянии водоема: синезеленые водоросли могут продуцировать разнообразные цианотоксины, которые по данным Всемирной организацией здравоохранения представляет собой большую угрозу для здоровья людей; известны последствия, губительно действующие на водную флору и фауну (Teixeira, 2009); отмирание водорослей и их последующее разложение, приводит к резкому снижению концентрации

растворенного кислорода, особенно на границе с донными наносами (Dinar et al., 1995).



Рис. Старица р. Казанки в г. Казани

Таким образом, проведенное исследование позволяет выявить некоторые общие проблемы, связанные с воздействием поверхностных ливневых стоков на внутригородские водоемы, и сформулировать рекомендации по созданию единой программы мониторинга и сокращению количества привносимых в поверхностные воды вредных примесей.

Прежде всего, целесообразна разработка, нормативное оснащение единой программы и обоснование критериев исследований состояния внутригородских водоемов.

В связи с ростом значимости «цветения» воды городских водоемов программу мониторинга их поверхностных вод необходимо дополнить интегральными показателями состояния эвтрофных водных объектов для управления качеством вод и обеспечения безопасности населения при использовании водоемов в рекреационных целях. Важной задачей является разработка отсутствующих в России нормативов содержания опасных цианотоксинов как базы для оценки экологических рисков здоровью населения, уже принятые в ряде стран для питьевой воды.

Чрезвычайно важное значение приобретают геоэкологическое исследование донных наносов как важного фактора риска для водной экосистемы; включение интегральных показателей их качества в программу мониторинга поверхностных вод внутригородских водоемов; разработка стандартов качества донных наносов в отношении приоритетных загрязнений, поступающих с поверхностным ливневым стоком и продуктов их трансформации, как нормативной базы общей стратегии управления качеством водными ресурсами и оценки накопленных экологических ущербов.

Другая важнейшая задача – снижение внешней нагрузки ливневых сточных вод на водные системы путем соблюдения водоохраных мер, гарантирующих соблюдение экологических нормативов качества поверхностных вод, в соответствии с нормативно-правовыми документами (Постановление... 2003; Постановление... 2005; Закон РФ..., 2002; Водный кодекс РФ, 2006; Федеральный закон... 1999, с ред. 2012; и др.).

Во-первых, в связи со значительной зависимостью загрязненности поверхностного стока от санитарного состояния водосборных площадей необходимо предусмотреть ряд организационно-технических мероприятий по сокращению количества выносимых с водосборной площади примесей: организацию регулярной уборки территорий, проезжей части дорог с применением современных уборочных машин; ограждение зон озеленения бордюрами, исключающими смыв грунта во время ливневых дождей на дорожные покрытия; организацию уборки и утилизации снега с автомобильных дорог, стоянок автомобильного транспорта; предотвращение сброса снега с покрытия проезжей части в водоемы и на их замерзшую поверхность; исключение сброса в дождевую канализацию отходов производства, в том числе и отработанных нефтепродуктов; соблюдение требований нормативных документов при расчете необходимого объема противогололедных материалов; исключение потенциальной возможности поступления хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод в системы ливневой городской канализации и др.

Во-вторых, следует предусмотреть строительство локальных очистных сооружений для очистки наиболее загрязненной части дождевых стоков и талых сточных вод, отводимых с территории города и промышленных площадок, с использованием наилучших технологий и с рассмотрением возможности вторичного

использования предприятиями и организациями очищенных поверхностных сточных вод на технологические нужды, для полива зеленых насаждений и мойки автомобильных дорог на территории города и технической возможности реализации проекта в конкретных условиях города.

Наконец, особой проблемой, требующей самостоятельного решения, является отсутствие регламентации качества ливневых вод, поступающих в поверхностные водоемы и на очистные сооружения коммунального хозяйства. В число первоочередных мероприятий целесообразно включить проведение комплексных научно-технических работ по научному обоснованию и утверждению нормативов допустимых сбросов (НДС) загрязняющих веществ в водные объекты на выпусках поверхностных сточных вод, отводимых с территории города.

Список литературы

1. Водный кодекс РФ от 03.06.2006г. №74-ФЗ.
2. Ерёмченко О.З., Москвина Н.В. Свойства почв и техногенных поверхностных образований в районах многоэтажной застройки г. Перми // Почвоведение. 2005. № 7. С. 782-789.
3. Закон РФ «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002. № 7-ФЗ.
4. Иванов Д.В., Зиганшин И.И., Осмелкин Е.В. Региональные фоновые концентрации металлов в донных отложениях РТ. Ученые записки Казанского государственного университета. 2010. Т. 152, кн. 1. С. 185-191.
5. Кондратьева Л.М. Вторичное загрязнение водных экосистем // Водные ресурсы. 2000. Т. 27. С. 221-231.
6. Латыпова В.З., Шагидуллина Р.А., Яковлева О.Г., Шагидуллин Р.Р. Оценка антропогенной нагрузки на озеро Средний Кабан г. Казани // Георесурсы. 2012. № 7. С. 48-53.
7. Моисеенко Т.И., Родюшкин И.В., Даувальтер В.А., Кудрявцева Л.П. Формирование качества поверхностных вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водосборы Арктического бассейна. Апатиты, 1996. 263 с.
8. Никитин О.В., Латыпова В.З., Шагидуллин Р.Р., Поздняков Ш.Р. Геоэкологический мониторинг излучины р. Казанки как фактора химического загрязнения Куйбышевского водохранилища // Георесурсы. 2011. № 2(38). С. 27-30.

9. Постановление Правительства РФ от 12 июня 2003 г. № 344 «О нормативах платы за выбросы в атмосферный воздух загрязняющих веществ стационарными и передвижными источниками, сбросы загрязняющих веществ в поверхностные и подземные водные объекты, размещение отходов производства и потребления».

10. Постановление Правительства РФ от 1 июля 2005 г. № 410 «О внесении изменений в приложение 1 к постановлению Правительства Российской Федерации от 12 июня 2003 г. № 344».

11. Сальников Н.Е., Герштанский Н.Д. Влияние нефтяных загрязнений на ихтиофауну дельты Волги // Охрана водных биоресурсов интенсивного освоения нефтегазовых месторождений на шельфе и внутренних водных объектах РФ. М.: ЦУРЕН, 2000. С. 214-218.

12. Федеральный закон от 30.03.1999 N 52-ФЗ (ред. от 25.06.2012) «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения».

13. Яковлева О.Г., Латыпова В.З., Шагидуллин Р.Р., Бравков А.П., Хайрутдинов Ф.Ю., Гайнутдинова Л.А. Критерии и методика оценки техногенной нагрузки и воздействия промышленных предприятий на водные объекты. Сборник материалов конгресса «Чистая вода». Казань: ВЦ Казанская ярмарка, 2010. С. 227-230.

14. Dinar A., Seidl P., Olem H., Jordan V., Duda A., Johnson R. Restoring and protecting the world's lakes and reservoirs (World Bank technical paper; no. 289). Washington D.C.: The World Bank, 1995. P. 14.

15. Latypova V.Z., Yakovleva O.G., Minakova E.A., Semanov D.A. and Perevedentsev Yu.P. Performance self-cleaning of ability of the river Kazanka. Environmental radioecology and applied ecology. V.7, N 2. 2001. P. 15-21.

Teixeira M.R. Assessing the health risk of flotation-nanofiltration sequence for Cyanobacteria and cyanotoxin removal in drinking water // Handbook on Cyanobacteria. Ed.: P.M. Gault, H.J. Marler, 2009. P. 349-398.

**РАЗРАБОТКА МОДЕЛИ УСПЕШНОГО РЕКРЕАЦИОННОГО
ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПРИРОДНОГО ОБЪЕКТА БЕЗ УЩЕРБА
ДЛЯ ЕГО СОХРАНЕНИЯ**

Шарафутдинов Э.А., студент

E-mail: ziganshin@ieml.ru

Институт экономики, управления и права, г. Казань

Аннотация

В представленной работе показан опыт разработки модельного бизнес-плана создания туристской базы «Камские зори» в селе Макаровка Лаишевского района Республики Татарстан с использованием экологического потенциала водных объектов региона.

Ключевые слова: экологический туризм, экологическая ситуация, Финляндская Республика, природно-ресурсный потенциал, экологическое районирование, социологический опрос.

Неблагоприятная экологическая обстановка на планете непосредственно отражается на развитии всех отраслей мирового хозяйства. Больше, чем какая-либо другая отрасль мирового хозяйства, от состояния окружающей среды зависит сфера туризма. Чем больше негативных изменений на планете, связанных с качеством среды обитания – тем большее количество потенциальных туристов выбирают экологические путешествия. Экологический туризм стал мировым феноменом последних десятилетий и с каждым годом приобретает стремительную популярность в различных регионах мира, в том числе и в Российской Федерации.

Россия с ее богатейшими природным и культурным наследием считается одной из потенциально наиболее привлекательных стран для развития мирового экологического туризма. По различным экспертным оценкам, доля экологического туризма составляет 10-20% от всего рынка российского туризма и является наиболее динамично развивающейся отраслью. Развитию экологического туризма в последние годы уделяет пристальное внимание Правительство Российской Федерации. Разработана и финансируется соответствующая программа, которая позволит

практически в 2 раза увеличить количество посещений (до 12 млн. чел. в 2013 г.) объектов экологического туризма (Путин, 2011).

Республика Татарстан (РТ) отличается разнообразием природных условий, наличием уникальных культурно-исторических и архитектурных памятников, богатыми традициями народов, множеством малых рек, озер и родников, лесными массивами, местами паломничества и наличием редких биологических и лечебно-оздоровительных ресурсов. Перечисленные факторы определяют высокий туристско-рекреационный потенциал для развития экологического и других видов устойчивого туризма в республике.

В рекреационном плане представляет большой интерес устье р. Меши в силу ряда причин:

- район находится в охранной зоне Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника, характеризуется хорошо сохранившимися уникальными и типичными природными объектами;

- район соединен с г. Казанью хорошими подъездными путями, что обуславливает их доступность для горожан, желающих отдохнуть за городом;

- благоприятные микроклиматические условия и небольшие глубины литорали способствуют быстрому прогреванию воды в прибрежной зоне, делая их привлекательными для купания практически весь летний сезон;

- чистая и прозрачная вода, крупнозернистый песок прибрежной зоны, сосновые леса, «океанский простор» не только создают удобные условия для отдыха, но и способствуют психофизиологическому эффекту оздоровления людей;

- залив представляет интерес для организации спортивного туризма, охоты и рыбной ловли.

Среди причин, сдерживающих развитие туризма в целом, а в частности экологического, отмечают, прежде всего, следующие (Зиганшин и др., 2011):

- низкая комфортность, а зачастую отсутствие инфраструктуры (условий проживания, организованных туристских маршрутов, стоянок для транспорта и др.), что в конечном итоге обуславливает недоступность большей части уникальных туристских ресурсов для широкого потребителя;

- отсутствие квалифицированных специалистов в области экологического туризма;

- отсутствие законодательной базы экологического туризма на региональном и местном уровне;
- отсутствие единых методов определения рекреационной нагрузки;
- психологическая неподготовленность большинства отдыхающих платить за «отдых на природе».

Причины, сдерживающие развитие экологического туризма, достаточно серьезны, но вполне преодолимы. Одним из путей решения является развитие экологически ориентированных инвестиций и бизнес-проектов.

Современное федеральное, республиканское и местное законодательство создало достаточный базис, для развития экологически ориентированных инвестиций. Однако частный бизнес в республике не проявляет должный активный интерес к вложениям средств подобного рода. Финансовые ресурсы вкладываются в первую очередь в развитие существующих санаториев, профилакториев, баз отдыха. При этом конкретные природные объекты, например как водоемы и прилегающие территории зачастую не затрагиваются инвестициями, хотя объем финансовых средств необходим на порядок меньший, чем в развитие стационарных объектов. Это связано с рядом проблем:

- на практике не отработан механизм аренды или передачи прав собственности (или части прав) от региональных и муниципальных органов власти, а в перспективе – и от федеральных частному собственнику;

- в РТ практически отсутствует опыт успешной реализации экологически ориентированных рекреационных бизнес-проектов на базе конкретных природных объектов;

- успешное рекреационное использование природных объектов без ущерба для экологических систем может привести к утрате привлекательности самого объекта со стороны отдыхающих и снижению рентабельности бизнес-проекта.

Эти факторы приводят к тому, что для РТ действующая модель успешного рекреационного использования природного объекта без ущерба для его сохранения является крайне необходимой. И прежде всего для тиражирования на другие природные объекты.

В данной работе представлен опыт разработки модельного бизнес-плана создания туристской базы «Камские зори» в селе Макаровка Лаишевского района РТ

с использованием экологического потенциала водных объектов региона. В ходе его практической реализации разработаны концепция и бизнес-план создания базы, определены основные направления развития экологического и этнического туризма. Разработано 4 экологических маршрута по Куйбышевскому водохранилищу, 4 археологических и этнических маршрута, специальные предложения для любителей рыбной ловли. Создан фор-проект территории базы, построено 2 гостевых дома для посетителей.

Особое внимание уделено решению природоохранных и социальных задач, экологическому образованию и воспитанию. В результате реализации проекта ожидается не только развитие туристического бизнеса и увеличение количества рабочих мест, но и обеспечение благоприятных условий для активного, разнообразного и полноценного отдыха, и улучшение состояния окружающей среды за счет проведения природоохранных мероприятий.

Привлечение туристов из городов-мегаполисов, предоставление туристам комплекса мероприятий по активному отдыху и знакомство с местными традициями призваны поднять уровень жизни в сельской местности, воспитывать культуру сельских жителей, интегрировать их быт в современную инфраструктуру. В основе «Концепции туристской базы», лежат планируемые виды деятельности (предоставляемые услуги). Приступая к разработке концепции, были изучены как направления туристской деятельности, так и специфика развития различных видов туризма на природных объектах.

На практике обычно имеет место комбинация в одном путешествии нескольких видов туризма. Так на территории турбазы развивается экологический и этнический туризм, чтобы предоставить свободу выбора предлагаемых услуг. Это краткосрочные организованные туры продолжительностью 1-3-5 дней специально для любителей рыбной ловли, экскурсионные туры по воде для любителей активного отдыха и знакомство с укладом этнической деревни.

Ориентировочная стоимость проекта строительства и организации базы, включая расходы на оборудование и инвентарь изначально составляла примерно 25 млн. рублей. На приобретение участка земли и строительные работы привлечены как собственные средства, так и средства инвесторов. Ежегодный доход только от сдачи в аренду помещений составит 3600 тыс. рублей. Доход от дополнительных услуг,

включая питание, планируется на уровне 10 млн. рублей в год. Таким образом, проект должен полностью окупиться за 2-3 года при стоимости проживания в стандартном номере 500 рублей с человека в сутки (с питанием), в номере люкс – 700 рублей. При этом детям до 12 лет предоставляется 50% скидка; проживание детей до 6 лет без питания и отдельного спального места – бесплатно.

В 2008 г. на земельном участке, находящемся в собственности, было построено два гостевых дома и баня, рассчитанные в первую очередь на рыбаков и всех желающих организовать отдых на воде. Информация о гостевом комплексе, который названа «Камские просторы», была размещена на страничке в Интернете (URL: www.kamskie-prostor.ucoz.ru).

На этапе фор-проекта в штате базы предусмотрено 12 сотрудников. По мере расширения сферы услуг, туристических маршрутов количество работников может увеличиться до 25-35 человек. Для сельского поселения трудоустройство – очень насущная проблема. Постоянную работу в селе имеют не более 30% трудоспособного населения (в основном это сотрудники Лаишевского рыбзавода); многие вынуждены ездить на работу в г. Казань (60 км).

Существующие экологические маршруты включают в себя:

Маршрут 1: «Заповедная краса»;

Маршрут 2: «Зеленые стоянки»;

Маршрут 3: «Юрьевская пещера»;

Маршрут 4: Сплав по р. Меша.

Наиболее популярным видом отдыха в акватории Камы является любительская рыбная ловля. В Концепции базы «Камские зори» предусмотрены различные варианты спортивной и любительской ловли: поездки по маршруту; рыбалка со специальным снаряжением и инструктированием; зимняя рыбалка; рыбалка с приготовлением ухи; рыбалка с изучением видового состава рыб; для детей с родителями специальная программа «Поймай и отпусти рыбку».

Археологический и этнический туризм представлен следующими маршрутами:

Маршрут 1: Древнее городище;

Маршрут 2: остров «Церковный»;

Маршрут 3: праздник «Каравон»;

Маршрут 4: остров «Спасский».

Проект турбазы «Камские зори», несмотря на его коммерческий характер, призван решить ряд социальных, образовательных и природоохранных задач, направленных на бережное отношение к природным богатствам, особенно водным объектам. Привлечение инвесторов в 2012 г. позволило начать строительство нового гостиничного дома, площадью 220 кв.м., а также банно-прачечного и гаражного комплексов.

Опыт создания и функционирования туристской базы «Камские зори» может быть адаптирован для развития экологических бизнес-проектов на других природных объектах на территории РТ и других регионов.

Список литературы

1. «В.Путин: экотуризм должен быть доступен для россиян» [Электронный ресурс] // Альянс-Медиа. 29.08.2011. Режим доступа: <http://allmedia.ru/newsitem.asp?id=904792>, свободный. [Дата обращения: 22.03.2014].

2. Зиганшин И.И., Осмелкин Е.В., Иванов Д.В. Проблемы устойчивого рекреационного использования водоемов Республики Татарстан и их прибрежных зон // Эффективное природопользование на региональном, городском и муниципальном уровнях: Материалы Всероссийской научно-практической конференции. Чебоксары, 2011. С. 61-65.

ГЕОЛОГИЯ И РАЦИОНАЛЬНОЕ НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЕ

УДК 553.982.23.05

О ТИПЕ ЗАЛЕЖЕЙ В БОБРИКОВСКИХ ОТЛОЖЕНИЯХ

Валеева С.Е., научный сотрудник

E-mail: sسالun@mail.ru

Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики
Татарстан, г. Казань

Аннотация

Тип залежи является важным аспектом её геологического строения. Он определяет как особенности проведения ГРП на площади её развития, так и характер геолого-технических мероприятий при её разработке. Сложность строения бобриковского горизонта, особенно на участках развития визейских врезов, обуславливает особое внимание к типу залегания его пластов-коллекторов.

Ключевые слова: бобриковский горизонт, пласт, врез.

Бобриковский горизонт является одним из основных нефтесодержащих горизонтов Республики Татарстан. Залежи нефти приурочены к пластам, условно индексируемым сверху-вниз как Сбр-3, Сбр-2 и Сбр-1. Общеизвестно, что бобриковские пласты-коллекторы не выдержанные по площади и по разрезу даже в пределах одного и того же поднятия. Характер залегания пластов зависит от многих факторов, главными из которых являются их литолого-фациальная неоднородность и рельеф подстилающей поверхности.

Пласт Сбр-3 залегает в кровле бобриковского горизонта и имеет региональное распространение. В то же время он не является регионально выдержанным, что отчетливо видно на палеопрофилях выравнивания по кровле тульского горизонта (рис.1, 2). Это позволяет сделать вывод о его линзовидном залегании на отдельных поднятиях. На разных поднятиях глубина его залегания от тульской кровли меняется при идентичности литологического облика перекрывающих и подстилающих его пород. Сам пласт отличается неоднородностью своего строения, нередко расчленяясь на несколько пропластков, пространственно не выдержанных. Таким образом, под пластом Сбр-3 понимается «серия» линз, залегающих в кровельной части

бобриковского горизонта в определенном интервале и сливающихся в один пласт на некоторых участках поднятий. Линзовидный характер залегания пласта, например, выявлен на Егоркинском месторождении. Пласт присутствует в разрезах большинства скважин, но в разрезе сводовой скважины он отсутствует, выклиниваясь в сторону соседних скважин, располагающихся в 250 м от сводовой (рис. 3).

Пласт Сбр-2 залегает либо в прибортовой части вреза, либо в верхней части толщи, выполняющей врез. В последнем случае площадь распространения ограничена бортами вреза. Линзовидный характер его залегания сомнений не вызывает (рис. 4, 5).

Пласт Сбр-1 в общем случае представлен также серией линз, занимающих в разрезе даже соседних скважин различное высотное положение, и зачастую не коррелирующихся между собой. Флюидонасыщенность линз, располагающихся на одном гипсометрическом уровне в пределах одного поднятия, может быть разной. Водо-нефтяной контакт (ВНК) в «соседних» линзах может находиться также на разных высотных уровнях.

Приуроченные к пласту Сбр-3 залежи по типу относятся к структурно-литологическим и антиклинальным экранированным, тогда как залежи в пластах Сбр-2 и Сбр-1 по преимуществу структурно-литологические.

Не исключено, что бобриковские пласты-коллекторы в пределах визейских врезов имеют отличный от вышеописанных характер залегания. Так, на Светлоозерском месторождении залежи в пластах Сбр-2 и Сбр-1 вскрыты одной скважиной, причем в соседних скважинах эти продуктивные пласты не выделяются при сохранении общей мощности тульско-бобриковской толщи. По данным геологических построений и комплексных геофизических методов предполагается, что пласты имеют «шнурковидный» (или «русловой») характер распространения и приурочены к донной части вреза. Залежь, приуроченная к пласту Сбр-1, имеет ВНК на абсолютной отметке -1274 м. Перемычка между пластами Сбр-2 и Сбр-1 составляет 6 м. Залежь в пласте Сбр-2 может иметь ВНК ниже -1274 м, поскольку слияние пластов Сбр-2 и Сбр-1 на месторождении не выявлено. Не исключено, что ВНК залежи в пласте Сбр-2 может располагаться на абсолютной отметке последней замыкающей поднятия изогипсы. В этом случае залежь относится к шнурковому типу и протягивается с юго-запада на северо-восток (рис. 6).

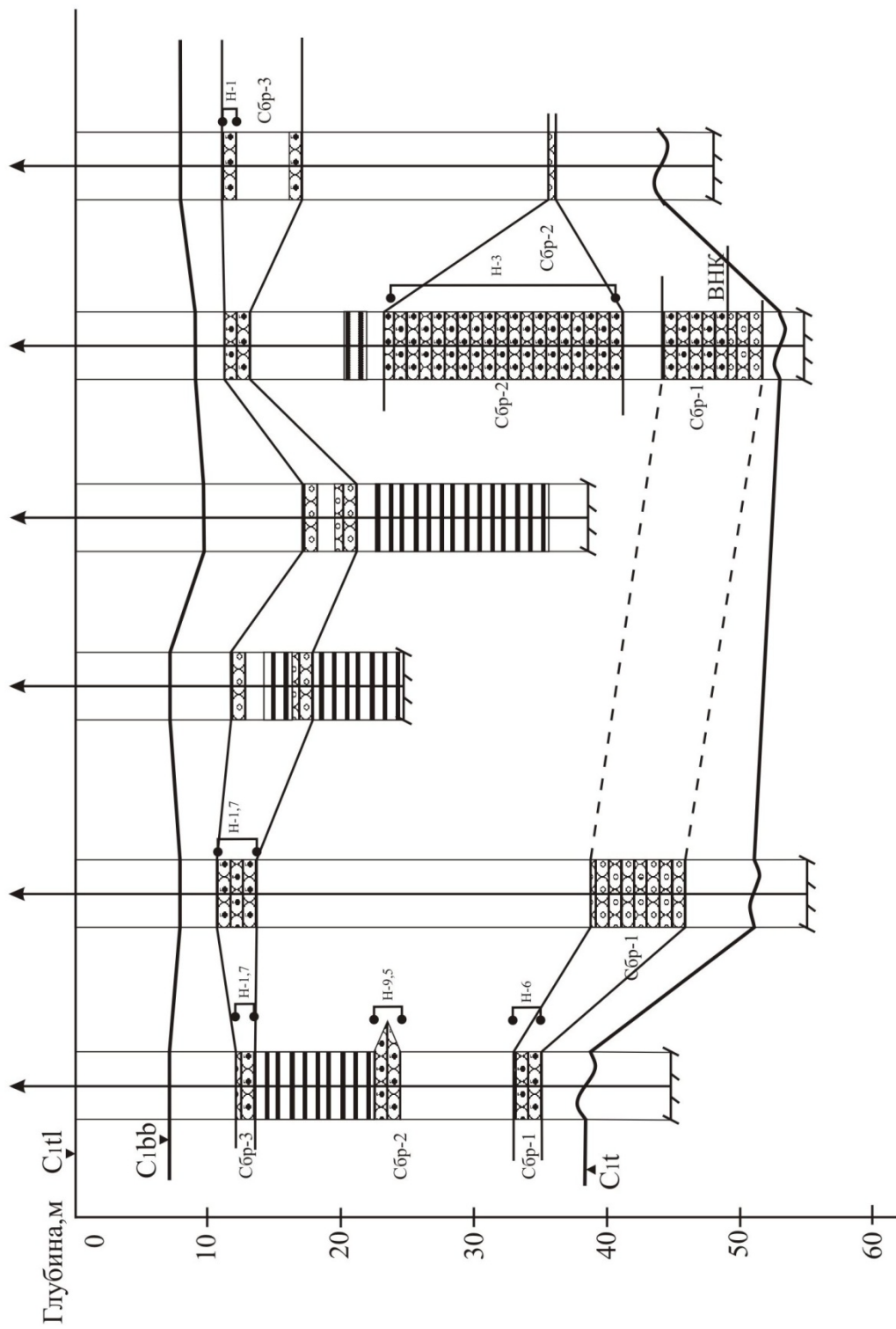


Рис. 2. Светлоозерское месторождение. Палеоседиментационный профиль выравнивания по кровле тульского горизонта

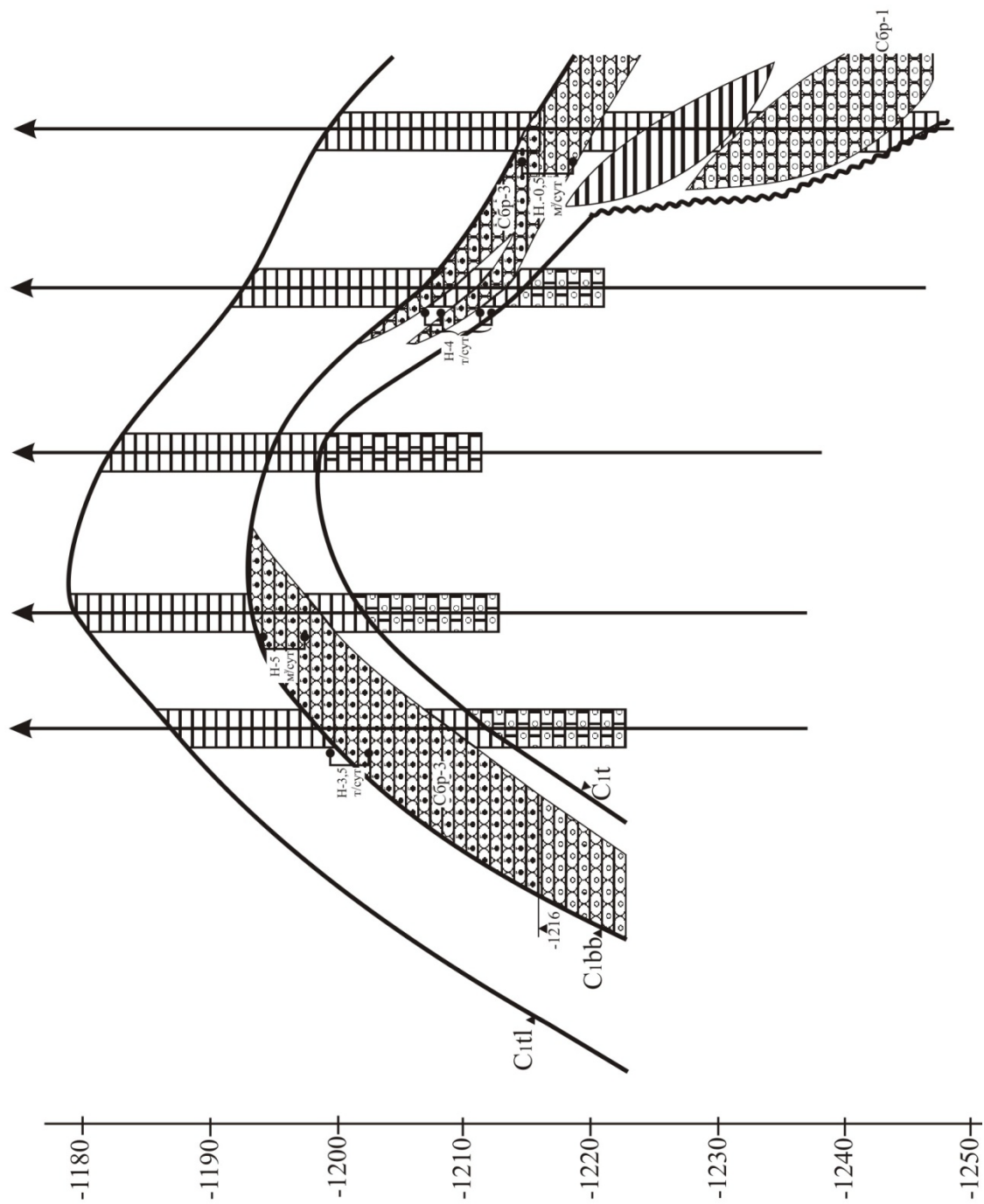


Рис. 3. Егоркинское месторождение. Геологический профиль нижекаменноугольных отложений

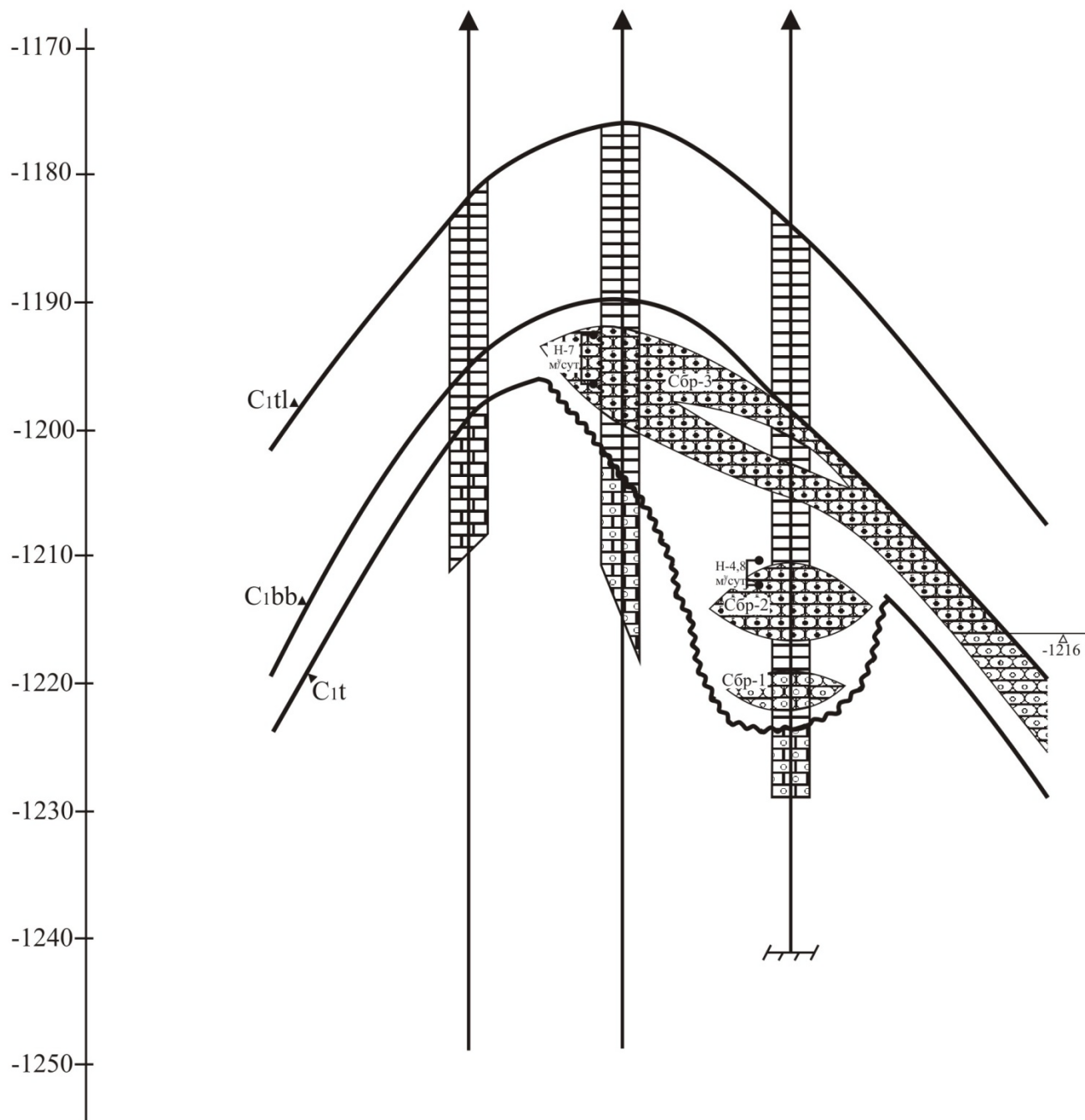


Рис. 4. Егоркинское месторождение. Геологический профиль нижнекаменноугольных отложений

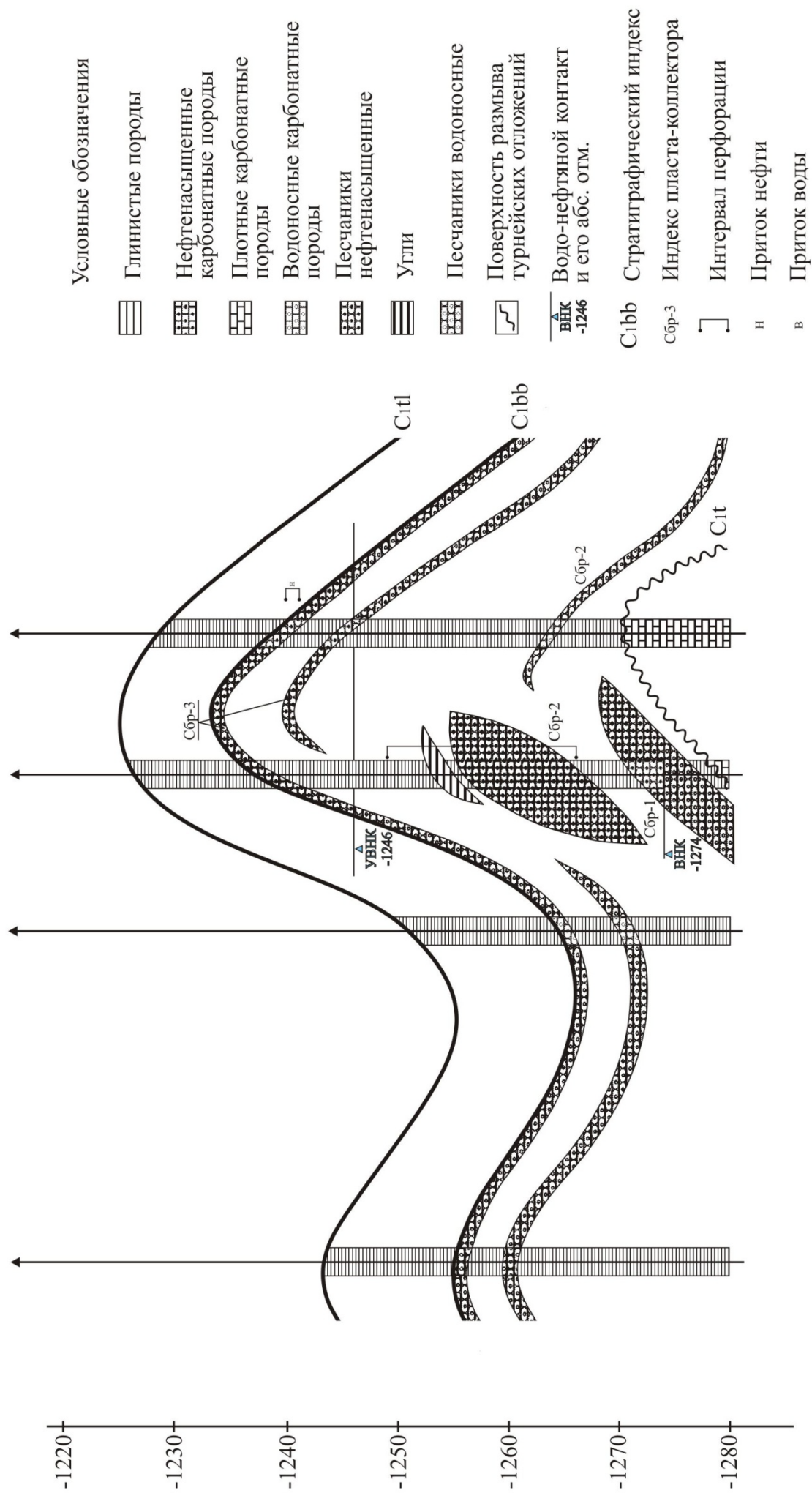
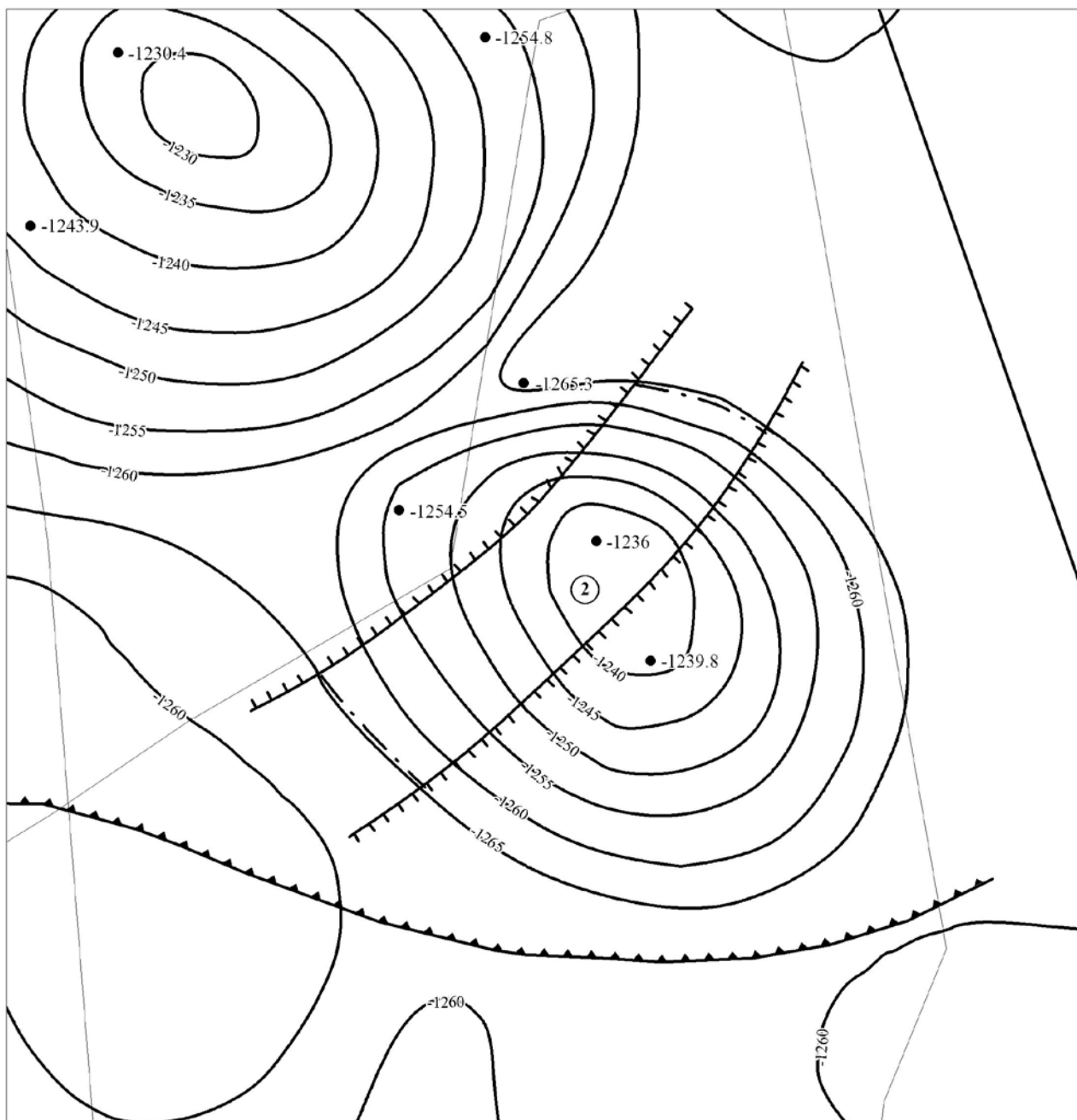


Рис. 5. Светлозерское месторождение. Геологический профиль нижекаменноугольных отложений




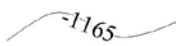


- | | | | |
|---|--|---|--|
| ○ -1166.9 | скважина, абсолютная отметка кровли пласта |  | зона выклинивания продуктивного пласта |
|  -1165 | изогипса и её абс. отметка |  | граница развития визейского вреза |
|  | внешний контур нефтеносности | | |

Рис. 6. Светлоозерское месторождение. Залежь «шнуркового» типа в пластах Сбр-2 и Сбр-1 бобриковского горизонта

РАСЧЕТ ЭФФЕКТИВНОСТИ БУРЕНИЯ ГОРИЗОНТАЛЬНЫХ СКВАЖИН С МНОГОСТАДИЙНЫМ ГИДРОРАЗРЫВОМ ПЛАСТА С УЧЕТОМ ИХ ГЕОЛОГИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ

Ильясова А.З., студент

E-mail: Aliya.Plyasova.2012@mail.ru

Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань

Аннотация

В статье рассмотрены вопросы эффективности бурения горизонтальных скважин с многостадийным гидроразрывом пласта. Доказано, что гидроразрыв эффективнее проводить в пластах с малой мощностью и сравнительно высокой (0.68) вязкостью нефтью. А в пластах с маловязкой нефтью и высокой мощностью, предпочтительнее бурение горизонтальных скважин без гидроразрыва.

Ключевые слова: горизонтальная скважина, многостадийный гидроразрыв пласта, математические модели, формула Джоши.

В настоящее время применение горизонтальных скважин для разработки месторождений нефти и газа является наиболее перспективным направлением нефтедобычи. Мировой и отечественный опыт свидетельствует о том, что темпы отбора нефти из систем горизонтальных скважин по сравнению с системами вертикальных скважин повышаются в 3-5 раз, увеличиваются дебиты горизонтальных скважин и сокращаются сроки разработки. Большое число горизонтальных стволов бурится также при зарезке боковых стволов с целью вовлечения в разработку недренируемых запасов нефти (Волков и др., 2004).

Для достижения максимальных технико-экономических показателей эксплуатации горизонтальных скважин необходимо оптимизировать длину их ствола. Известно много методик расчета коэффициента продуктивности горизонтальных скважин, но они либо не учитывают потери давления по стволу скважины, либо их применение затруднено на практике.

Существуют различные математические модели для расчета притока флюида из пласта к горизонтальной скважине, учитывающие форму площади дренирования

скважины: методы Борисова, Жижье, Джоши, Ренарда и Дупье. Основным их различием является входящий в формулу расчета компонент, отражающий приток пластового флюида к скважине в горизонтальной плоскости.

Использование существующих формул для расчета притока пластового флюида к горизонтальной скважине позволяет сделать вывод, что при большей длине горизонтального ствола скважины ожидаются более высокие дебиты и соответственно прибыль организации. Однако это утверждение является неверным, так как данные аналитические решения не учитывают потери давления в горизонтальных скважинах. Для их расчета необходимо представить горизонтальный участок скважины в виде горизонтальной трубы (Борисов, Пилатовский, Табаков, 1964).

В качестве объекта исследований выбраны меловые отложения Западно-Сибирского нефтегазоносного бассейна. В основу расчетов положены результаты бурения 7 горизонтальных скважин Вынгаяхинского месторождения нефти.

Вынгаяхинское месторождение, разделенное лицензионными границами на Вынгаяхинский и Восточно-Вынгаяхинский участки, расположено в юго-западной части Пурпейского нефтегазоносного района Надым-Пурской нефтегазоносной области, в пределах крупнейшего нефтедобывающего региона Западной Сибири с хорошо развитой системой коммуникаций. Ближайшим месторождением, запасы которого утверждены в ГКЗ, является Новогоднее.

Продуктивные отложения месторождения представлены нижним и верхним отделами *меловой системы (К)*. По характеру слагающих пород разрез мела довольно четко делится на три комплекса: неокомский, апт-альб-сеноманский и верхнемеловой (без сеномана).

Неоком, в составе которого выделяются сортымская и тангаловская свиты, - это самый сложный комплекс пород, сформировавшийся в условиях регрессии морского бассейна.

Сортымская свита (берриасс-валанжин).

Сортымская свита согласно перекрывает битуминозные аргиллиты баженовской свиты. В основании свиты залегает маломощная глинистая подачимовская пачка. Глины аргиллитоподобные, темно-серые, с горизонтальной слоистостью, прослоями битуминозные.

Выше по разрезу выделяется ачимовская толща, представленная несколькими песчано-алевритовыми пачками, переслаивающимися с глинистыми породами. Песчаники серые и светло-серые, мелкозернистые, часто глинистые, слоистые и массивные, довольно часто замещаются алевролитами и аргиллитоподобными глинами.

Песчано-алевритовые пласты ачимовской толщи характеризуются невыдержанностью по площади, располагаются относительно друг друга кулисообразно в субширотном направлении и вытянуты в субмеридиональном направлении. В пределах Вынгаяхинской площади в отложениях ачимовской толщи выявлены четыре нефтяные залежи. Мощность толщи до 170 м.

На отложениях ачимовской толщи согласно залегают уплотненные аргиллитоподобные глины, темно-серые, нередко алевритистые, с прослоями и линзами песчаников и алевролитов, накопление которых происходило в условиях бокового заполнения бассейна седиментации. В результате такого осадконакопления строение данной части разреза представляется в виде мегакосослоистой толщи, в которой обнаруживается несоответствие стратиграфических границ с кровлей баженовской свиты, т.е. в западном направлении происходит наклон стратиграфических границ отдельных литологических тел к базисному горизонту Б, образуя таким образом ряд линзовидных ловушек (пласты БП₁₅-БП₂₀).

Выше залегают пласты, представленная ритмичным переслаиванием песчано-алевритовых и глинистых пластов. К песчаникам пластов БП₁₁⁰-БП₁₂ приурочены залежи углеводородов. Песчаники аркозового состава от светло-серых до темно-серых, мелкозернистые, слюдистые, крепкие, массивные, иногда линзовидно-слоистые, с глинистым цементом порово-пленочного типа. Алевролиты от серых до темно-серых, разнозернистые, крепкие, прослоями глинистые, местами с включением песчаного материала и углистого растительного детрита. Глины аргиллитоподобные, темно-серые, плотные, от тонкоотмученных до алевритистых, слабослюдистые, с неровным изломом, с включением макро- и микрофауны.

В кровле сортымской свиты выделяется 10-30-метровая чеускинская пачка, представленная преимущественно глинистыми отложениями. Практически для всех отложений сортымской свиты характерно наличие обугленного растительного детрита. Толщина сортымской свиты 513-687 м.

Тангаловская свита (н.валанжинский - н.апт)

Свита охватывает значительный объем в разрезе рассматриваемой площади, но не содержит продуктивных пластов. Она согласно залегает на отложениях сортымской свиты. Нижняя и средняя подсвиты сформировались в прибрежно-морских условиях и сложены переслаиванием пластов серых песчаников и аргиллитоподобных глин, темно-серых, слюдистых, часто алевритистых.

Верхняя подсвита сформировалась преимущественно в континентальных условиях. Сложена она чередованием песчаников, алевролитов и глин. Глины с зеленоватым оттенком. Толщина тангаловской свиты изменяется от 385 м до 520 м.

Апт-альб-сеноманский комплекс на рассматриваемой территории представлен преимущественно континентальными песчано-глинистыми отложениями, которые выделяются в объеме покурской свиты.

Покурская свита (апт-сеноман)

Покурская свита по характеру слегающих ее отложений делится на три подсвиты: нижнюю, среднюю и верхнюю.

Нижняя подсвита сложена сложно чередующимися светло-серыми песчаниками, серыми алевролитами и темно-серыми и буровато-серыми глинами, с разнообразными типами слоистости, с включением растительного детрита и углистых прослоев.

Средняя подсвита представлена пачками глин и глинистых алевролитов, темно-серого цвета, в отдельных прослоях с зеленоватым или буроватым оттенками, которые чередуются в сложном сочетании с серыми и светло-серыми песчаниками.

Верхняя подсвита сложена серыми и светло-серыми песчаниками, реже уплотненными песками, мелко-среднезернистыми, слабослоистыми, и серыми алевролитами, разномзернистыми, часто глинистыми, слюдистыми, с тонкими горизонтальными прослойками алевритистого более светлого материала. Верхняя подсвита (пласт ПК₁) является регионально газоносной. На Вынгайхинском месторождении основные выявленные запасы газа также приурочены к сеноману. К кровле свиты приурочен отражающий горизонт Г.

Общая толщина пород покурской свиты составляет 939-1100 м.

Верхнемеловые отложения (без сеномана) в пределах рассматриваемой площади представлены морскими глинистыми образованиями кузнецовской,

березовской и ганькинской свит, являющихся региональной покрывкой для газоносных пород сеномана.

Кузнецовская свита (турон - н.коньяк)

Свита начинает цикл морских глинистых осадков верхнего мела и палеогена, трансгрессивно перекрывает отложения покурской свиты. Представлена она серыми и зеленовато-серыми глинами, слабослюдистыми, с включением глауконита и остатков фауны. Толщина свиты от 13 м до 26 м.

Березовская свита (в.коньяк - кампан)

Отложения березовской свиты согласно залегают на кузнецовской. Свита сложена серыми и голубовато-серыми опоками с прослоями темно-серых и черных глин, прослоями опокovidных. К кровле нижеберезовской подсвиты приурочен отражающий сейсмический горизонт С.

Толщина глинистых пород березовской свиты 101 - 196 м.

Ганькинская свита (маастрихт - дат)

Отложения ганькинской свиты имеют широкое распространение в пределах Западно-Сибирской низменности. Ганькинская свита представлена толщей серых и светло-серых с зеленоватым оттенком глин, прослоями известковистых, алевролитистых. Толщина свиты 136-196 м.

Сейсмические исследования в районе месторождения начаты с 1961 г. Сейсморазведочными работами МОВ и ТЗМПВ в 1964-1967 гг. на территории установлены положительные структуры второго и третьего порядка, в том числе Вынгайхинский малый вал, осложненный крупной брахиантиклиналью. Глубокое поисково-разведочное бурение здесь начато в 1968 г. Таркосалинской нефтеразведочной экспедицией. Первая поисковая скважина № 3, пробуренная в северной части поднятия, является первооткрывательницей газовой залежи в сеноманских отложениях. При испытании интервала глубин 794.0-796.0 м (-734.2-736.2 м), приуроченного к пласту ПК₁ получен фонтан газа с абсолютно свободным дебитом 1430 тыс.м³. Промышленная нефтеносность юрских и нижнемеловых отложений установлена в 1977-79 гг. (Шагиев, 1998).

Подсчет запасов нефти и газа Вынгайхинского месторождения выполнен Тюменской тематической экспедицией (Подсчет запасов 1984 г., отв.исп.: Федорцова С.А., Таужнянский Г.В.) в 1984 г. по состоянию изученности на 1.07.84 г. по 34

поисково-разведочным скважинам. По данным разведочного бурения на дату проведения подсчета запасов выявлены: газовая залежь в сеноманских отложениях - ПК₁, нефтяные залежи: в отложениях сортымской свиты - в пластах БП₁₁⁰, БП₁₁¹, БП₁₁², БП₁₅, БП₁₇, баженовской свиты – пласт Ю₀ и васюганской свиты – пласт Ю₁.

Запасы нефти и газа утверждены в ГКЗ СССР (протокол № 9599 от 28 ноября 1984 г.) по пластам ПК₁, БП₁₁⁰, БП₁₁¹ и БП₁₁². По остальным выявленным объектам БП₁₅, БП₁₇, Ю₀ и Ю₁ запасы не оценивались ввиду их недостаточной изученности.

В 1993 г. отделом геологии и подсчета запасов “НоябрьскНИПИнефтегаз” выполнен пересчет балансовых запасов нефти по месторождению по состоянию изученности на 1.01.1993 г. (Пересчет балансовых запасов 1993 г., отв.исп.: Колдашенко Г.А.). Пересчет балансовых запасов нефти произведен по пластам: БП₁₁⁰, БП₁₁¹, оценены запасы новых пластов: БП₁₅, БП₁₆, БП₁₇, Ю₀, Ю₁, однако пересчет запасов, выполненный НоябрьскНИПИнефтегаз на утверждение в ГКЗ РФ не представлялся.

В 2003-2004 г. на Вынгаяхинской площади проведены сейсморазведочные работы 3Д для уточнения геологической модели строения продуктивных горизонтов.

По состоянию на 1.01.2005 г. на Вынгаяхинском месторождении в пределах Вынгаяхинского лицензионного участка пробурено 56 поисково-разведочных и 958 эксплуатационных (без учета вторых стволов, пилотных, горизонтальных и скважин-дублеров), в пределах Восточно-Вынгаяхинского лицензионного участка пробурено 10 поисково-разведочных и 2 эксплуатационные скважины. Всего во вскрытой части разреза выделены 9 продуктивных пластов и 36 залежей.

Анализ материалов разведочного и эксплуатационного бурения, комплекса геолого-промысловых исследований и данных интерпретации сейсморазведочных работ 3Д позволил существенно уточнить геологическое строение месторождения. Проведены дополнительные гидродинамические исследования скважин. Пробурена скважина 6000 на РНО (раствор на нефтяной основе). В продуктивных пластах дополнительно изучен керн и отобраны пробы нефти в поверхностных и пластовых условиях.

Пласт БП₁₆. Коллектора пласта характеризуются линзовидно-прерывистым распространением. При испытании пласта в скв. 15Р, 21Р, 23Р получены безводные притоки нефти, в скв. 28Р, 36Р, 80Р, 351Р – вода. Признаки нефти установлены при

испытании скв.34Р, 63Р. Объект “сухой” в скв. 20Р, 31Р, 76Р. В пробуренных в 2000 г. вертикальных эксплуатационных скв. 2039 и 2107 проведены работы по испытанию пласта в колонне с ГРП. В скв. 2039 наличие нефти в пласте не установлено. После отработки скв. 2107 отобрана минерализованная вода с нефтью. Средний дебит жидкости по скважине составил 8.8 м³/сут при Н_{ср.д.}- 1280 м.

Дополнительные исследования показали существенное изменение структуры залежи и значительно более высокое положение ВНК. В объеме пласта выделяется три залежи: первая – по данным испытания и исследования скв.2107, вторая – в центральной части пласта (р-н скв.21Р), третья – на северо-востоке (р-н скв.23Р).

Для анализа выбрали (табл.) семь скважин с горизонтальными стволами и многостадийным гидроразрывом пласта. Расчеты показали, что в скважинах 1, 2, 3, 4 фактический приток жидкости, близкий объему теоретического дебита горизонтальной скважины без многостадийного гидроразрыва пласта, с вязкостью нефти 0.29 при толщине пласта не менее 10 м. А в скважинах 5, 6, 7 получен приток на много больше, расчетного. Вязкость нефти в этих скважинах 0,68, а толщина пласта менее 10 м. Анализ результатов показывает, что гидроразрыв эффективнее проводить в пластах с малой мощностью (11.0) и сравнительно высокой (0.68) вязкостью нефтью. А в пластах с маловязкой нефтью (0.29) и высокой мощностью (15.0), предпочтительнее бурение горизонтальных скважин без гидроразрыва, тем самым обеспечивается высокая продуктивность скважины и увеличивается ее рентабельность.

Таблица. Геолого-геофизическая характеристика пласта БП16 Вынгайхинского месторождения нефти

№ скважины	Толщина пласта (м)	Проницаемость (мД)	Депрессия (МПа)	Вязкость (Па*с)	L факт (м)	Q факт (м3/сут)	Q расч (м3/сут)
1	15.9	1.4	14.4	0.29	666	350	354.14
2	17.2	1.6	30	0.29	652	117	889.52
3	11.5	4.1	14.4	0.29	785.6	117	846.97
4	16.1	1.2	14.4	0.29	743	300	329.67
5	16.1	1.0	22.5	0.68	607.5	274	161.26
6	8.3	1.8	22.5	0.68	758.97	290	176.24
7	8.0	2.0	21.0	0.68	603	251	152.74

Список литературы

1. Борисов Ю.П., Пилатовский В.П., Табаков В.П. Разработка нефтяных месторождений горизонтальными и многозабойными скважинами. М.: Недра, 1964. 154 с.
2. Шагиев Р.Г. Исследование скважин по КВД. М.: Недра, 1998. 144 с.
3. Волков Ю.А., Алимов М.М., Курцева К.П., Мухамадуллина Г.И., Якимов Н.Д. Экспресс-методика анализа эффективности разработки нефтяных месторождений горизонтальными скважинами. М.: Изд-во Плутон, 2004. 149 с.

ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ РАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

УДК 349.6, 346.7

ПОРЯДОК ОПРЕДЕЛЕНИЯ И ВЗИМАНИЯ ПЛАТЫ ЗА НЕГАТИВНОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ: ПРОБЛЕМЫ ПРАВОВОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ

Аюпова А.Р., студент

Сермягина В.Ю., студент

E-mail: Gilbert18@mail.ru

Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань

Аннотация

Плата за негативное воздействие на окружающую среду – экономический механизм по защите окружающей среды от неблагоприятного влияния. Наряду с ней существует и другая проблема, связанная с переходом на наилучшие доступные технологии с целью предотвращения экологических проблем. Такое обновление может быть достигнуто с помощью государства, желанием самих людей, а также с помощью соблюдения принципов Хартии Земли.

Ключевые слова: плата за негативное воздействие, окружающая среда, наилучшие доступные технологии.

Бурное развитие промышленности, увеличение объемов производства и в связи с этим рост негативного воздействия на окружающую среду всё чаще вызывают неблагоприятное влияние как на саму природную среду, так и на здоровье граждан. С каждым годом интерес к проблемам окружающей среды возрастает все больше и больше. Для преодоления складывающегося экологического кризиса существует экономический механизм по защите окружающей среды, где плата выступает одной из его составных частей. Как справедливо отмечает М.М. Бринчук: «загрязнитель платит». В соответствии с этим принципом любое лицо обязано платить за отрицательное воздействие осуществляемой им деятельности на окружающую среду.

Само понятие платы за негативное воздействие на окружающую среду дается в нескольких нормативно-правовых актах. Рассмотрим несколько из них.

В Проекте Федерального закона № 216152-3 «О плате за негативное воздействие на окружающую среду», в ст. 2 под платой за негативное воздействие на окружающую среду понимается неналоговый платеж, исчисляемый юридическими лицами и индивидуальными предпринимателями и взимаемый с этих лиц при осуществлении ими хозяйственной или иной деятельности, оказывающей воздействие на окружающую среду в пределах допустимых нормативов и/или при их превышении, на территории Российской Федерации.

Согласно правовой позиции, выраженной Конституционным Судом Российской Федерации в Определении от 10 декабря 2002 г. № 284-О «по смыслу статьи 16 Федерального закона «Об охране окружающей среды» плата за негативное воздействие на окружающую среду представляет собой форму возмещения экономического ущерба от такого воздействия и взимается лишь с тех хозяйствующих субъектов, деятельность которых реально связана с негативным воздействием на экологическую обстановку».

Следует также обратить внимание на Постановление Конституционного Суда от 5 марта 2013 г. № 5-П «По делу о проверке конституционности статьи 16 Федерального закона «Об охране окружающей среды» и постановления Правительства Российской Федерации «Об утверждении Порядка определения платы и ее предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды вредного воздействия» в связи с жалобой общества с ограниченной ответственностью «Тополь».

В соответствии с Конституцией Российской Федерации земля и другие природные ресурсы используются и охраняются в Российской Федерации как основа жизни и деятельности народов, проживающих на соответствующей территории (статья 9, часть 1).

Приведенное конституционное положение в единстве с провозглашенными в преамбуле Конституции Российской Федерации целью обеспечения благополучия нынешнего и будущих поколений и

ответственностью перед ними определяют, как указал Конституционный Суд Российской Федерации в Постановлении от 14 мая 2009 г. № 8-П, взаимообусловленность закрепленных Конституцией Российской Федерации права каждого на благоприятную окружающую среду (статья 42) и обязанности сохранять природу и окружающую среду, бережно относиться к природным богатствам (статья 58), выражая тем самым один из основных принципов правового регулирования отношений в сфере охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности – принцип приоритета публичных интересов.

Конституционная обязанность сохранять природу и окружающую среду, бережно относиться к природным богатствам имеет всеобщий характер и, будучи частью обеспечительного механизма реализации конституционного права каждого на благоприятную окружающую среду и других экологических прав, распространяется как на граждан, так и на юридические лица, что с необходимостью предполагает и их ответственность за состояние экологии.

Статьей 16 Федерального закона «Об охране окружающей среды» установлено, что:

1. Негативное воздействие на окружающую среду является платным. Формы платы за негативное воздействие на окружающую среду определяются федеральными законами.

2. К видам негативного воздействия на окружающую среду относятся:

выбросы в атмосферный воздух загрязняющих веществ и иных веществ;

сбросы загрязняющих веществ, иных веществ и микроорганизмов в поверхностные водные объекты, подземные водные объекты и на водосборные площади;

загрязнение недр, почв;

размещение отходов производства и потребления;

загрязнение окружающей среды шумом, теплом, электромагнитными, ионизирующими и другими видами физических воздействий;

иные виды негативного воздействия на окружающую среду.

3. Порядок исчисления и взимания платы за негативное воздействие на окружающую среду устанавливается законодательством Российской Федерации.

4. Внесение платы, определенной пунктом 1 настоящей статьи, не освобождает субъектов хозяйственной и иной деятельности от выполнения мероприятий по охране окружающей среды и возмещения вреда окружающей среде.

Данные платежи на основании Определения Конституционного Суда РФ от 10.12.2002 г. № 284-О, признаны обязательным публично-правовым платежом. Они носят индивидуально-возмездный и компенсационный характер и являются по своей правовой природе не налогом, а фискальным сбором. Отличие упомянутых определений дают п. 1, 2 ст. 8 НК РФ. Документами, регулирующими порядок определения платы и ее предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, являются ФЗ от 10.01.2002 г. № 7-ФЗ (ред. от 25.06.2012 г. с изменениями, вступившими в силу 01.01.2013 г.) «Об охране окружающей среды», Постановление Правительства РФ от 28 августа 1992 г. № 632 «Об утверждении порядка определения платы и её предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды природного воздействия», Приказ Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 8 июня 2006 г. № 557 «Об установлении сроков уплаты платы за негативное воздействие на окружающую среду». Плательщиками данного платежа являются физические лица, юридические лица, включая иностранные организации, индивидуальные предприниматели.

Остановимся на некоторых нормативно-правовых актах поподробнее.

1. ФЗ «Об охране окружающей среды» (в последней редакции Федерального закона от 02.07.2013 г. № 185-ФЗ, с изменениями, внесенными Постановлением Конституционного Суда РФ от 05.03.2013 г. № 5-П), где в статье 4 дается перечень объектов охраны окружающей среды от загрязнения, истощения, деградации, порчи, уничтожения и иного негативного воздействия хозяйственной и иной деятельности. Ими являются:

земли, недра, почвы;

поверхностные и подземные воды;

леса и иная растительность, животные и другие организмы и их генетический фонд;

атмосферный воздух, озоновый слой атмосферы и околоземное космическое пространство.

2. Постановление Правительства РФ от 28 августа 1992 г. № 632 «Об утверждении порядка определения платы и ее предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды природного воздействия» (в редакции Постановлений Правительства РФ от 27.12.1994 г. № 1428, от 14.06.2001 г. № 463, от 06.03.2012 г. № 192, с изменениями, внесенными решением Верховного Суда РФ от 12.02.2003 г. № ГКПИ 03-49, Постановлениями Конституционного Суда РФ от 14.05.2009 г. № 8-П, от 05.03.2013 г. № 5-П). В пункте 1 сказано, что настоящий Порядок распространяется на предприятия, учреждения, организации, иностранных юридических и физических лиц, осуществляющих любые виды деятельности на территории Российской Федерации, связанные с природопользованием (в дальнейшем именуются природопользователи), и предусматривает взимание платы за следующие виды вредного воздействия на окружающую природную среду:

выброс в атмосферу загрязняющих веществ от стационарных и передвижных источников;

сброс загрязняющих веществ в поверхностные и подземные водные объекты;

размещение отходов;

другие виды вредного воздействия (шум, вибрация, электромагнитные и радиационные воздействия и т.п.).

2. Устанавливается два вида базовых нормативов платы:

а) за выбросы, сбросы загрязняющих веществ, размещение отходов, другие виды вредного воздействия в пределах допустимых нормативов;

б) за выбросы, сбросы загрязняющих веществ, размещение отходов, другие виды вредного воздействия в пределах установленных лимитов (временно согласованных нормативов).

3. Приказ Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 8 июня 2006 г. № 557 «Об установлении сроков уплаты платы за негативное воздействие на окружающую среду». В соответствии с пунктом 2 Постановления Правительства Российской Федерации от 30 июля 2004 г. № 401 «О Федеральной службе по экологическому, технологическому и атомному надзору»

(Собрание законодательства Российской Федерации от 9 августа 2004 г., № 32, ст. 3348) определено:

1. Срок уплаты платы за негативное воздействие на окружающую среду, подлежащей уплате по итогам отчетного периода, не позднее 20 числа месяца, следующего за отчетным периодом.

2. Отчетным периодом признается календарный квартал.

Куда поступают платежи?

В соответствии со ст. 51, 57 и 62 Бюджетного Кодекса РФ от 31 июля 1998 г. № 145-ФЗ неналоговые доходы в виде платы за негативное воздействие на окружающую среду поступают в федеральный бюджет (20%), бюджеты субъектов РФ (40%), бюджеты муниципальных районов и городских округов (40%).

Однако с проблемой определения правовой формы и формы платы за негативное воздействие на окружающую среду тесно связана и другая проблема, заключающаяся в стимулировании природопользователей к рациональному использованию природных ресурсов и к повышению эффективности их природоохранной деятельности, и обеспечению благоприятной окружающей среды.

На заседании Совета безопасности Российской Федерации по вопросу обеспечения экологической безопасности России, состоявшемся 30.01.2008 г., Д.А. Медведев предложил в качестве одной из практических мер совершенствование правовой базы природоохранной деятельности с целью стимулирования перехода на экологически эффективные технологии.

В Указе Президента РФ от 4.06.2008 г. № 889 «О некоторых мерах по повышению энергетической и экологической эффективности российской экономики» названы приоритетными вопросы повышения энергетической и экологической эффективности российской экономики (прежде всего в электроэнергетике, строительстве, жилищно-коммунальном хозяйстве, транспорте), а также вопросы перехода к единым принципам выработки нормативов допустимого воздействия на окружающую среду.

Как показывает европейский и мировой опыт, наиболее совершенным инструментом решения поставленных задач в том случае, если российская

экономика пойдет по устойчивому (sustainable) пути развития, является использование подхода, основанного на понятии «наилучших доступных технологий».

Наилучшие доступные технологии (НДТ) означают самую эффективную и передовую стадию развития производственной деятельности и методов эксплуатации установок, которая свидетельствует о практической пригодности определенных технологий для создания принципиальной основы для обеспечения предельных величин эмиссий, направленных на предотвращение и, если это невозможно, общее сокращение эмиссий и ослабление воздействия на окружающую среду в целом. Здесь под «эмиссиями» подразумеваются все виды воздействия на окружающую среду: выбросы, сбросы, размещение отходов, воздействие тепла, шума, других физических полей.

К числу критериев НДТ, кроме соотношения издержек и выгод, в частности, относятся:

- использование малоотходной технологии;

- использование веществ, в наименьшей степени опасных для человека и окружающей среды;

- предыдущее успешное использование в промышленном масштабе сопоставимых процессов, установок, методов управления;

- потребление и характер сырья (включая воду), используемого в процессе;

- энергоэффективность;

- общее негативное воздействие выбросов-сбросов на окружающую среду и связанные с этим риски и др.

Если в Европе экологическое регулирование закреплено законодательно Директивой Совета Европейского Союза (96/61/ЕС от 24 сентября 1996 г.) о комплексном предотвращении и контроле загрязнений, то в России, а в частности, в Сибири – внедрение и применение наилучших доступных технологий – скорее похоже на удел патриотов-энтузиастов.

Среди таковых – Западно-Сибирская Управляющая группа, которая занимается инженерными разработками и технической поддержкой проектов по переработке бытовых отходов, подготовкой юридической и технической документации, анализом и экспертизой рынков, поиском и внедрением новых технологий. Особо стоит

отметить, что эти технологии экологически безопасны не только на городских территориях, но и в национальных парках и заказниках. Каждый технологический процесс – это высокоинтеллектуальный труд группы инженеров, менеджеров, специалистов-технологов. К этим технологиям относятся:

1) Технология HSAD – процесс сбраживания отходов под воздействием бактерий семейства асидогенов и метаногенов (США). При этом процессе получается дополнительный вид добавочного продукта – биогаз и компост. А в дальнейшем из этих продуктов можно получать пар и электроэнергию.

2) Технология RDF – изготовление топливных энергетических брикетов с применением низкотемпературного режима (США).

На сегодняшний день существует проект Правительства Российской Федерации от 11 июля 2013 г. «О порядке уменьшения платы за негативное воздействие на окружающую среду организаций, осуществляющих внедрение малоотходных и ресурсосберегающих технологий и оборудования, а также использование образованных отходов для производства продукции, проведения работ, оказания услуг», по которому, согласно п. 1, в случае проведения организациями, осуществляющими деятельность по обращению с отходами, мероприятий, направленных на внедрение малоотходных и ресурсосберегающих технологий и оборудования, а также использование образованных отходов для производства продукции, проведения работ, оказания услуг, плата за негативное воздействие уменьшается на величину фактически произведенных затрат на реализацию таких мероприятий.

Принимая во внимание Хартию Земли, международную декларацию основополагающих принципов и ценностей для создания справедливого, устойчивого и мирного глобального общества в XXI веке, необходимо поподробнее остановиться на ее содержании. Созданная в процессе широкого многокультурного обсуждения, Хартия направлена на пробуждение во всех людях чувства взаимозависимости, ответственности и создание нового устойчивого глобального общества, основанного на уважении к природе, универсальным правам человека, экономической справедливости и культуре мира. Как отмечается в преамбуле документа «Земля – наш дом», «Защита

Земли, ее разнообразия и красоты – священный долг», «Всеобщая ответственность».

В соответствии с ч. 1 п. 2 признается, что право на владение, контроль и использование природных ресурсов предполагает несение обязанности предотвращать нанесение вреда окружающей среде и защищать права людей. Необходимо отметить также ч. 2 п. 3: «стремиться к экономической и социальной справедливости, давая возможность каждому человеку иметь надежные и достаточные средства к существованию, неся при этом экологическую ответственность». В свою очередь, предотвращение нанесения вреда окружающей среде в качестве способа экологической защиты определяется в п. 6 международного документа.

Идеи Хартии Земли нашли поддержку всех ветвей власти Республики Татарстан, которая стала первым в мире регионом, где Хартия Земли нашла практическое применение. По словам Фариды Мухаметшина, Председателя Государственного Совета Республики Татарстан, «Хартия Земли здесь просто обречена на успех».

Таким образом, Российская Федерация, осуществляя переход к новейшим оборудованьям в области охраны окружающей природной среды, заставляет предприятия внедрять в производство малоотходные технологии, переходить на энерго- и ресурсосберегающий тип производства, вводить в действие новые технологические процессы по использованию вторичных ресурсов. Поэтому нашей стране необходимо проводить мероприятия по улучшению качества состояния окружающей среды с учетом особенностей климатических условий, животного и растительного мира, почв, недр, вод.

Список литературы

1. Конституция Российской Федерации – принята всенародным голосованием 12 декабря 1993 г. // Российская газета. № 237. 25 декабря 1993 г. (с последующими изменениями).
2. ФЗ «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 года № 7-ФЗ // Российская газета. № 6 (2874). 12 января 2002 г. (с последующими изменениями).
3. ФЗ «Об отходах производства и потребления» от 24 июня 1998 г. № 89-ФЗ // Собрание законодательства РФ. № 26, ст. 3009. 29 июня 1998 г. (с последующими изменениями).

4. Бюджетный кодекс РФ от 31 июля 1998 г. № 145-ФЗ // Собрание законодательства РФ. № 31, ст. 3823. 30 июня 1998 г. (с последующими изменениями).

5. Налоговый кодекс РФ (часть первая) от 31 июля 1998 г. № 146-ФЗ // Российская газета. №148-149. 6 августа 1998 г. (с последующими изменениями).

6. Проект Правительства РФ от 11 июля 2013 г. «О порядке уменьшения платы за негативное воздействие на окружающую среду организаций, осуществляющих внедрение малоотходных и ресурсосберегающих технологий и оборудования, а также использование образованных отходов для производства продукции, проведения работ, оказания услуг».

7. Бринчук М.М. Экологическое право (право окружающей среды). М., 1998. 670 с.

8. Кузнецов И.П. Плата за негативное воздействие на окружающую среду. Краснодар, 2006. 112 с.

9. Ребрик И.И., Кочешков А.Ю., Борисовская И.А. Концепция перехода к нормированию негативного воздействия на окружающую среду на основе наилучших доступных технологий [Электронный ресурс] // Эко-бюллетень ИнЭКА. 2009. №3 (134). Май-июнь 2009 г. Режим доступа: <http://ineca.ru/?dr=bulletin/arhiv/0134&pg=010>, свободный. [Дата обращения: 21.03.14].

10. Академик. Словари и энциклопедии на Академике. Энциклопедия юриста: [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://dic.academic.ru/dic.nsf/ruwiki/1390570>, свободный. [Дата обращения: 21.03.14].

РЕЖИМ ПЕРЕВОДА ЗАПОВЕДНИКОВ В НАЦИОНАЛЬНЫЕ ПАРКИ

Дьячкова А.С., студент

E-mail: d-a.s@bk.ru

Уральская государственная юридическая академия, г. Екатеринбург

Аннотация

Статья посвящена совершенствованию правового режима государственных природных заповедников, национальных парков, преобразованию до 31 декабря 2015 г. ряда государственных природных заповедников в национальные парки по решению Правительства Российской Федерации.

Ключевые слова: правовой режим, заповедники, национальные парки, особо охраняемые природные территории.

28 декабря 2013 г. Президент России Владимир Путин подписал поправки к закону об особо охраняемых природных территориях (ООПТ). Эти поправки с 12 декабря возникли в законопроекте, лежащем в Госдуме с 2008 г. Депутаты рассмотрели текст документа за один день, приняв его сразу во втором и третьем чтениях. 25 декабря законопроект одобрил Совет Федерации. Федеральный закон от 28 декабря 2013 г. № 406-ФЗ «О внесении изменений в Федеральный закон «Об особо охраняемых природных территориях» и отдельные законодательные акты Российской Федерации» вступил в силу со дня его официального опубликования. Текст Федерального закона опубликован в «Российской газете» от 30 декабря 2013 г. № 295, на «Официальном интернет-портале правовой информации» (URL: www.pravo.gov.ru) 30 декабря 2013 г., в Собрании законодательства Российской Федерации от 30 декабря 2013 г. № 52 (часть I) ст. 6971.

Большая часть названного Федерального закона посвящена совершенствованию правового режима государственных природных заповедников, национальных парков, природных парков, государственных природных заказников, дендрологических парков и ботанических садов, в том числе указаны организации, уполномоченные осуществлять управление этими особо охраняемыми природными территориями.

Для экологического просвещения населения предусматривается преобразование

до 31 декабря 2015 г. ряда государственных природных заповедников в национальные парки по решению Правительства Российской Федерации при наличии положительного заключения государственной экологической экспертизы.

По мнению представителей Минприроды, в некоторых заповедниках живут люди, которые из-за жестких законов не могут построить дом, а другие заповедники открыто используются туристами, что тоже является незаконным.

Таким образом, появился пункт, позволяющий Министерству природных ресурсов и экологии РФ менять статус государственных заповедников на национальные парки. Директора заповедников и экологи были поражены такой стремительностью и занимают отрицательную позицию в отношении нововведений. «В случае преобразования заповедника в национальный парк практически на любом из его участков могут быть построены дачи, горнолыжные комплексы, дороги, трубопроводы или гостиницы. И другие объекты, которые можно назвать объектом туристической индустрии», — говорит руководитель программы по особо охраняемым природным территориям «Greenpeace России» Михаил Крейндлин. По его мнению, реализация новых положений закона ставит под сомнение само существование российских заповедников.

Нина Литвинова, директор Астраханского биосферного заповедника: «Если изменения будут касаться возможности изменения статуса ООПТ, а именно преобразования заповедников в национальные парки, то эта угроза нависнет над любым из заповедников».

Вячеслав Щербаков, директор государственного природного заповедника «Столбы» в Красноярском крае: «...Если будет установлен режим нацпарка, то это упростит вопросы для посетителей, но, с другой стороны, значительно снизит природоохранный статус ООПТ. А значит, будет сложнее сохранить наши уникальные ландшафты. Многие опасаются этого...».

Обеспокоенные сложившейся ситуацией директора государственных заповедников рассказали, что считают поправки к закону об ООПТ, принятые 30 декабря 2013 г., угрозой системе охранных территорий: эти изменения позволяют чиновникам понижать статус заповедников до национальных парков, строить на этой земле дачи и вырубать лес, о чем в адрес Президента РФ было направлено большое количество писем и просьб урегулировать сложившуюся ситуацию.

Так как положения ФЗ № 406-ФЗ вызвали широкий общественный резонанс, российские власти решили приостановить процесс перевода заповедников в национальные парки, заложенный в законе об особо охраняемых природных территориях. 31 января 2014 г. Владимир Путин поручил Дмитрию Медведеву принять еще один закон, в котором будет установлен конкретный список заповедников, статус которых надо понизить. Обсуждение проекта будет проходить вместе с общественными организациями. Президент поручил премьер-министру обеспечить подготовку и принятие до 1 июля 2014 г. проекта федерального закона, содержащего конкретный перечень заповедников.

Кроме того, В.В. Путин потребовал усилить правовой режим государственных природных заповедников и национальных парков, наложив запрет на изъятие земельных участков и лесных участков, расположенных в границах этих ООПТ, а также на изменение их целевого назначения. Также поручено разработать порядок установления платы за посещение заповедников и национальных парков с учетом интересов местного населения и особенностей социально-экономического развития субъектов России.

Хотя власти и пытаются урегулировать сложившуюся ситуацию наиболее благоприятным образом, все равно нам необходимо пристально следить за развитием законодательства в сфере регулирования правового режима особо охраняемых природных территорий и режима особой охраны территорий заповедников и национальных парков, сохранения уникальных ландшафтов, а также биологических ресурсов.

Список литературы

1. Федеральный закон от 14.03.1995 N 33-ФЗ (ред. от 12.03.2014) «Об особо охраняемых природных территориях» в редакции от 12.03.2014 г.
2. Федеральный закон Российской Федерации от 28 декабря 2013 г. N 406-ФЗ «О внесении изменений в Федеральный закон «Об особо охраняемых природных территориях» и отдельные законодательные акты Российской Федерации».
3. «Мы боялись принятия этого закона» // Газета. 30.12.2013: [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.gazeta.ru/social/2013/12/30/5825325.shtml>, свободный. [Дата обращения: 21.03.14].

УДК 349.6.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПОЛИТИКИ В СОВРЕМЕННОЙ РОССИИ В СООТВЕТСТВИИ С ПОЛОЖЕНИЯМИ КОНЦЕПЦИИ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

Гиндуллина А.С., студент

E-mail: gindullina.arina@mail.ru

Институт экономики, управления и права, г. Казань

Аннотация

В работе рассмотрены проблемные стороны правового регулирования природопользования в России в соответствии с положениями Концепции устойчивого развития.

Ключевые слова: экологическая политика, экологическое управление, государственное регулирование, правовое регулирование природопользования, экономическое регулирование природопользования, устойчивое развитие.

Законы, регламентирующие природопользование, практикуются с давних времен. Так, в 1306 г. в Лондоне было установлено ограничение на сжигание каменного угля из-за ухудшения качества воздуха. В 1791 г. английский парламент выпустил Закон о щелочи, требующий от производителей соды, сокращения выбросов паров соляной кислоты (Гридэл, Алленби, 2004). И это далеко не все примеры. Исторический анализ показывает, что в течение длительного времени во многих странах в области экологического управления доминировал командно-административный подход, основанный на запретах, ограничениях, штрафных санкциях, угрозах закрытия грязных производств. Однако, практика показывает несостоятельность этого подхода в чистом виде без использования гибкой системы экономического и рыночного управления.

В 1992 г. на Конференции ООН в Рио-де-Жанейро по окружающей среде и развитию были подчеркнуты масштабы и глубина экологических проблем. В результате, многие страны-участницы взяли курс на достижение устойчивого развития. Это потребовало от государств определения направлений экологической политики и разработки системы управления эколого-экономическими и социальными

системами. При этом устойчивое развитие было определено как развитие, при котором обеспечивается удовлетворение потребностей современного общества без угрозы будущим поколениям удовлетворять свои потребности. Именно эту формулировку стали широко использовать во многих странах при разработке национальных концепций перехода к устойчивому развитию. Говоря другими словами, устойчивое развитие это такое развитие общества, при котором улучшаются условия жизни человека, а воздействие на окружающую среду остается в пределах хозяйственной емкости биосферы, так что не разрушается экологическая ниша человека. На Конференции ООН по окружающей среде и устойчивому развитию были обнародованы материалы, отражающие масштабы экологических проблем, и осмыслена необходимость изменения подходов к хозяйственной деятельности. Основой решений стала работа Брутландской комиссии, выдвинувшей идею «sustainable development». Однако спустя несколько десятилетий после конференции ООН в Рио-де-Жанейро, сложившаяся ситуация свидетельствует о том, что реализовать модель устойчивого развития сложнее, чем предполагалось ранее.

Всемирный саммит ООН по устойчивому развитию в 2002 г. и прошедшая в 2013 г. конференция ООН «Рио+20» подтвердили приверженность значительной части мирового сообщества идеям устойчивого развития для долгосрочного удовлетворения основных человеческих потребностей при сохранении систем жизнеобеспечения нашей планеты.

Основными факторами устойчивого развития являются экономический, социальный и экологический факторы, которые и составляют триединую модель устойчивого развития. Экономическая политика должна обеспечивать рациональное размещение производств и использование природных ресурсов, создание экологичной продукции, минимизацию отходов, их рециклинг, учет природных ресурсов и их адекватную денежную оценку, развитие инфраструктуры, обеспечивающей сбор, разделение, утилизацию отходов, рост благосостояния людей.

Социальная политика должна быть ориентирована на развитие личностного потенциала каждого человека, сохранение многообразия культурных традиций, воспитание патриотизма, совершенствование системы образования, формирование экологической культуры у каждого представителя социума, и что особенно важно на справедливое распределение благ.

Экологическая составляющая должна обеспечивать целостность биологических и физических природных систем. Особое значение имеет жизнеспособность экосистем, от которых зависит глобальная стабильность всей биосферы. Более того, понятие «природных» систем и ареалов обитания можно понимать широко, включая в них созданную человеком среду, такую как, например, города. При этом, основное внимание уделяется сохранению способностей к самовосстановлению и адаптации таких систем к изменениям, а не сохранение их в некотором «идеальном» статическом состоянии. Деградация природных ресурсов, загрязнение окружающей среды и утрата биологического разнообразия сокращают способность экологических систем к самовосстановлению.

Согласование этих факторов устойчивого развития и их перевод на язык конкретных мероприятий, являющихся средствами достижения устойчивого развития — задача огромной сложности, поскольку все три элемента устойчивого развития должны реализовываться сбалансировано. Важны также и механизмы взаимодействия этих трех концепций. Экономический и социальный элементы, взаимодействуя друг с другом, порождают такие новые задачи, как достижение справедливости внутри одного поколения (например, в отношении распределения доходов) и оказание целенаправленной помощи бедным слоям населения. Механизм взаимодействия экономического и экологического элементов породил новые идеи относительно стоимостной оценки и интернализации (учета в экономической отчетности предприятий) внешних воздействий на окружающую среду. Наконец, связь социального и экологического элементов вызывает интерес к таким вопросам как внутривековое и межвековое равенство, включая соблюдение прав будущих поколений, и участия населения в процессе принятия решений.

В учебной литературе по экологическому менеджменту и экологическому праву Германия и Швеция рассматриваются как страны, добившиеся наилучших показателей в области экологического управления. Однако юристы считают, что наиболее сложная и всесторонняя экологическая политика реализуется в Нидерландах (Гридэл, Алленби, 2004). В Нидерландах реализуется межведомственный подход к решению экологических проблем и хотя ключевую роль в реализации экологической политики играет Министерство жилья, физического планирования и окружающей среды, экологизация охватила транспорт, сельское хозяйство, ЖКХ, промышленность,

энергетику, сферу торговли, образования и работу общественных организаций. Подход основан на сотрудничестве и широком взаимодействии всех заинтересованных в решении экологических проблем сторон. Особо следует отметить широкое и разностороннее взаимодействие между правительством и промышленниками, стороны договариваются друг с другом и приходят к взаимовыгодным соглашениям, что исключает (минимизирует) процветание коррупции, бюрократизма, нелегальное использование природных ресурсов и несанкционированное загрязнение окружающей среды.

В сфере экологоориентированного управления Россия значительно отстает от некоторых стран Европы, Японии, Нидерландов и др., о чем свидетельствуют высокие показатели природоемкости национальной экономики. Особенно тяжелая ситуация в сфере водопользования и образования отходов производства и потребления. По данным директора Департамента государственной политики и регулирования в области охраны окружающей среды Минприроды России общий объем образования ТБО с 2000 г. вырос более чем в 3 раза. При этом только 10% отходов потребления используются как вторичные материальные ресурсы (URL: www.mnr.gov.ru).

Переход к устойчивому развитию России требует дальнейшей экологизации внешней и внутренней экономической политики и правовой сферы. Для обеспечения устойчивого развития необходима экологизация человеческого бытия, начиная с сознания и правовой регламентации и, заканчивая модернизацией производственной деятельности, ЖКХ, энергетики, транспорта, сельского хозяйства. Опыт стран ЕС, Японии, США показывает, что в процессе экологизации экономического развития возникают спорные моменты, решить которые сложно, а некоторые в настоящее время и невозможно.

Во-первых, устойчивое развитие основано на равенстве всех народов и предполагает равное качество жизни всех людей как гарант социальной стабильности. На практике мы сталкиваемся с глубоким расслоением населения России по экономической обеспеченности.

Во-вторых, в основе концепции устойчивого развития лежит равенство между разными поколениями. Устойчивое развитие – это развитие, которое удовлетворяет потребности настоящего поколения, не ставя под угрозу возможность будущих

поколений, удовлетворять их потребности. Однако, юридически невозможно закреплять права будущих поколений, так как нам неизвестны их предпочтения, интересы и потребности.

В-третьих, концепция устойчивого развития требует учета экологических, экономических и социальных потребностей населения. А это означает, что экологическая политика должна быть очень гибкой. По факту, экономическое развитие опережает развитие инструментов экологического управления. Ситуация усугубляется, когда экологическая политика негибкая, в результате она может стать тормозом в дальнейшем экономическом развитии. Негибкая экологическая политика приводит к неспособности компаний подстраиваться под меняющиеся потребности социума, условия окружающей среды. Мировой опыт показывает, что и жесткие, и чрезмерно лояльные законы могут стать тормозом в развитии экономики страны, вызывать недовольства людей.

В-четвертых, командно-административная система – это очень дорогой механизм управления природопользованием, особенно в России с ее огромными территориями и богатством природных ресурсов. Мировой опыт показывает, что жесткое административное регулирование уместно только там, где использование других инструментов не даст желаемого результата. Например, уместен запрет на использование сверх токсичных и стойких ядохимикатов, представляющих угрозу для здоровья населения, контроль за хранением радиоактивных отходов и т.п. Поэтому для реализации экологоориентированных программ необходимо привлекать все в большей степени регионы, муниципалитеты с их общественными советами и бизнес.

В-пятых, правовое регулирование является элементом культуры социума, а, следовательно, оно не должно противоречить религиозным и этническим составляющим культуры. Оно должно обеспечивать безопасность народов, проживающих не только на территории страны, но и за ее пределами.

В-шестых, при разработке инструментов экологического управления необходимо учитывать, что область воздействия инструментов регулирования природопользования и границы возникающих экологических проблем не совпадают. Например, станция Фукусима 1 находится на территории Японии, а сброс загрязненных радиоактивными веществами стоков в океан привел к тому, что были затронуты интересы населения многих других стран. Поэтому необходимо

совершенствовать систему международного экологического права и обеспечивать интеграцию национальной системы в международное правовое пространство.

На конференции ООН «Рио+20», прошедшей через 20 лет после конференции в Рио-де-Жанейро по устойчивому развитию Д.А. Медведевым был представлен подробный доклад о достижениях России на пути к устойчивому развитию (Доклад..., 2013). Было отмечено, что альтернатив «зеленой экономики» у современного общества нет, а, следовательно, молодые кадры должны ориентироваться на самые высокие мировые экологические стандарты, на модернизацию национальной экономики, развитие науки и образования.

Список литературы

1. Гридэл Т.Э., Алленби Б.Р.: Учебное пособие для вузов. М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2004. С.123.
2. Министерство экологии и природных ресурсов России [Электронный ресурс]. Режим доступа: www.mnr.gov.ru, свободный. [Дата обращения: 21.03.14].
3. Доклад о человеческом развитии в Российской Федерации за 2013 г. / Под общей редакцией С.Н. Бобылева. М: ООО «РА ИЛЬФ», 2013. 202 с. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.undp.ru/documents/NHDR-2013.pdf>, свободный. [Дата обращения: 21.03.14].

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АСПЕКТ ПРАВОВОГО РЕЖИМА ИМУЩЕСТВЕННЫХ КОМПЛЕКСОВ, СОЗДАВАЕМЫХ ПРИ ОСУЩЕСТВЛЕНИИ ПОИСКОВЫХ РАБОТ В СФЕРЕ НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЯ И ПРИ РАЗРАБОТКЕ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Заманов Р.Д., аспирант

E-mail: r_zamanov@list.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

В статье рассматривается экологический аспект правового режима имущественных комплексов, создаваемых при осуществлении поисковых работ в сфере недропользования и при разработке месторождений. Отмечается целесообразность отражения в законодательстве о недвижимости специфичных требований, касающихся порядка строительства имущественных комплексов, создаваемых при осуществлении поисковых работ в сфере недропользования и при разработке месторождений.

Ключевые слова: имущественные комплексы, законодательство о недрах, экологическая безопасность, недропользование.

В соответствии с Гражданским кодексом Российской Федерации и Федеральным законом «О государственной регистрации прав на недвижимое имущество и сделок с ним» объекты, создаваемые при осуществлении поисковых работ в сфере недропользования и при разработке месторождений могут рассматриваться как недвижимость и на них соответственно распространяются нормы законодательства, устанавливающего правовой режим недвижимости, в том числе нормы о государственной регистрации вещных прав и сделок с ним, градостроительные нормы и нормы о государственном учете недвижимости. Однако в гражданском законодательстве и в законодательстве о государственной регистрации прав на недвижимое имущество не учтены особенности правового режима рассматриваемых имущественных комплексов, создаваемых в сфере недропользования, с точки зрения обеспечения экологической безопасности. В связи

с этим рассмотрим экологический аспект правового режима имущественных комплексов в сфере недропользования, который целесообразно было бы, на наш взгляд, учесть в законодательстве о государственной регистрации прав на недвижимое имущество.

Сооружения, возводимые на месторождениях при осуществлении поисковых работ в сфере недропользования и при разработке месторождений, относятся к объектам капитального строительства. Никаких изъятий Градостроительный кодекс Российской Федерации для сооружений обустройства месторождений не предусматривает, следовательно, указанные нормы распространяются на отношения по проектированию, строительству и реконструкции рассматриваемых нами сооружений.

Строительство, реконструкция объектов капитального строительства, а также их капитальный ремонт, если при его проведении затрагиваются конструктивные и другие характеристики надежности и безопасности таких объектов, осуществляется на основании разрешения на строительство. Для строительства объектов капитального строительства застройщику необходимо получить разрешение на строительство. Разрешение на строительство, в соответствии со статьей 51 Градостроительного кодекса Российской Федерации представляет собой документ, подтверждающий соответствие проектной документации требованиям градостроительного плана земельного участка и дающий застройщику право осуществлять строительство, реконструкцию объектов капитального строительства, а также их капитальный ремонт. Таким образом, проектная документация служит основанием для получения разрешения на строительство. Вместе с тем в соответствии с действующими законами РФ, постановлениями правительства и отраслевыми нормативными документами в проектах разработки и других документах должны быть предусмотрены мероприятия, обеспечивающие безопасность обслуживающего персонала, населения, охрану недр и окружающей среды от возможных вредных воздействий, связанных с эксплуатацией имущественных комплексов и иных объектов, возводимых на месторождении.

Статья 23.2 Закона Российской Федерации «О недрах» гласит, что разработка месторождений полезных ископаемых и пользование недрами в целях, не связанных с добычей полезных ископаемых, осуществляются в соответствии с утвержденными

техническими проектами. Какие технические проекты здесь имеются в виду, в законе не разъясняется. Кроме того, указанный закон не предъявляет специальных требований к обустройству месторождений в отрыве от общей схемы разработки месторождений.

В соответствии со статьей 7 Закона Российской Федерации «О недрах» технические проекты согласовываются с органами горного надзора.

В соответствии со статьей 48 Градостроительного кодекса Российской Федерации архитектурно-строительное проектирование осуществляется путем подготовки проектной документации применительно к объектам капитального строительства и их частям, строящимся, реконструируемым в границах принадлежащего застройщику земельного участка. В силу действующего земельного и градостроительного законодательства разрешение на проектирование и строительство может быть выдано только в соответствии с целевым назначением земельного участка и его разрешенным использованием так же с соблюдением требований генеральных планов поселений и правил землепользования.

При размещении объектов обустройства на участках лесного фонда, необходимо руководствоваться нормами Лесного кодекса Российской Федерации, в том числе нормами о порядке перевода участков лесного фонда из одной группы в другую, нормами о порядке приобретения и порядке осуществления лесопользования.

Важное место занимают нормы экологического права. Этот блок включает нормативно-правовые акты в области охраны окружающей среды. Среди специальных подзаконных нормативных правовых актов надо отметить Правила охраны недр, утвержденные Постановлением Госгортехнадзора 06.06.2003 г. № 71. В главе II содержатся требования к проектированию, строительству и вводу в эксплуатацию объектов пользования недрами.

Размещение, проектирование, строительство, реконструкция, ввод в эксплуатацию и эксплуатация объектов нефтегазодобывающих производств, объектов переработки, транспортировки, хранения и реализации нефти, газа и продуктов их переработки должны осуществляться в соответствии с требованиями, установленными законодательством в области охраны окружающей среды. При размещении, проектировании, строительстве, реконструкции, вводе в эксплуатацию и эксплуатации объектов нефтегазодобывающих производств, объектов переработки,

транспортировки, хранения и реализации нефти, газа и продуктов их переработки должны предусматриваться эффективные меры по очистке и обезвреживанию отходов производства и сбора нефтяного (попутного) газа и минерализованной воды, рекультивации нарушенных и загрязненных земель, снижению негативного воздействия на окружающую среду, а также по возмещению вреда окружающей среде, причиненного в процессе строительства и эксплуатации указанных объектов.

Строительство и эксплуатация объектов нефтегазодобывающих производств, объектов переработки, транспортировки, хранения и реализации нефти, газа и продуктов их переработки допускаются при наличии проектов восстановления загрязненных земель в зонах временного и (или) постоянного отвода земель, положительных заключений государственной экологической экспертизы и иных установленных законодательством государственных экспертиз, финансовых гарантий реализации таких проектов.

Строительство и эксплуатация объектов нефтегазодобывающих производств, объектов переработки, транспортировки и хранения нефти и газа, расположенных в акваториях водных объектов, на континентальном шельфе и в исключительной экономической зоне Российской Федерации, допускаются при наличии положительных заключений государственной экологической экспертизы и иных установленных законодательством государственных экспертиз после восстановления загрязненных земель.

В Федеральном законе «О недрах» от 21.02.1992 г. № 2395-1 установлены требования по охране недр, включающие:

охрану месторождений полезных ископаемых от затопления, обводнения, пожаров и других факторов, снижающих качество полезных ископаемых и промышленную ценность месторождений или осложняющих их разработку;

предотвращение загрязнения недр при проведении работ, связанных с использованием недрами, особенно при подземном хранении нефти, газа или иных веществ и материалов, захоронении вредных веществ и отходов производства, сбросе сточных вод;

соблюдение установленного порядка консервации и ликвидации предприятий по добыче полезных ископаемых и подземных сооружений, не связанных с добычей полезных ископаемых;

предупреждение самовольной застройки площадей залегания полезных ископаемых и соблюдение установленного порядка использования этих площадей в иных целях;

предотвращение накопления промышленных и бытовых отходов на площадях водосбора и в местах залегания подземных вод, используемых для питьевого или промышленного водоснабжения.

При возведении рассматриваемых имущественных комплексов должны также соблюдаться положения Федерального закона от 04.05.1999 г. № 96-ФЗ «Об охране атмосферного воздуха».

В соответствии с требованиями водного законодательства устанавливаются нормативы допустимого воздействия на водные объекты.

В целях обеспечения выполнения в процессе хозяйственной и иной деятельности мероприятий по охране окружающей среды, рациональному использованию и восстановлению природных ресурсов, а также в целях соблюдения требований в области охраны окружающей среды, установленных законодательством в области охраны окружающей среды, осуществляется производственный экологический контроль.

Кроме того, в соответствии со статьей 47 Градостроительного кодекса Российской Федерации не допускаются подготовка и реализация проектной документации без выполнения соответствующих инженерных изысканий. Инженерные изыскания для подготовки проектной документации, строительства, реконструкции объектов капитального строительства выполняются в целях получения:

1) материалов о природных условиях территории, на которой будут осуществляться строительство, реконструкция объектов капитального строительства, и факторах техногенного воздействия на окружающую среду, о прогнозе их изменения, необходимых для разработки решений относительно такой территории;

2) материалов, необходимых для обоснования компоновки зданий, строений, сооружений, принятия конструктивных и объемно-планировочных решений в отношении этих зданий, строений, сооружений, проектирования инженерной защиты таких объектов, разработки мероприятий по охране окружающей среды, проекта организации строительства, реконструкции объектов капитального строительства;

3) материалов, необходимых для проведения расчетов оснований, фундаментов и конструкций зданий, строений, сооружений, их инженерной защиты, разработки решений о проведении профилактических и других необходимых мероприятий, выполнения земляных работ, а также для подготовки решений по вопросам, возникшим при подготовке проектной документации, ее согласовании или утверждении.

Подтверждением окончания строительства объекта недвижимости является разрешение на ввод объекта в эксплуатацию. Разрешение на ввод объекта в эксплуатацию представляет собой документ, который удостоверяет выполнение строительства, реконструкции, капитального ремонта объекта капитального строительства в полном объеме в соответствии с разрешением на строительство, соответствие построенного, реконструированного, отремонтированного объекта капитального строительства градостроительному плану земельного участка и проектной документации. Непосредственно порядок проведения государственной экспертизы проектной документации регламентируется в статье 49 «Государственная экспертиза проектной документации и результатов инженерных изысканий». При проведении государственной экспертизы учитываются вышеизложенные требования законодательства, установленные к процедурам проведения инженерных изысканий и составления проектной документации

В статье 47 Градостроительного кодекса РФ установлен перечень обязательных разделов проектной документации применительно к любым объектам капитального строительства, за исключением проектной документации линейных объектов. В развитие этих положений законодательства постановлением Правительства Российской Федерации от 16 февраля 2008 г. № 87 утверждено Положение «О составе разделов проектной документации и требованиях к их содержанию». Также применяется Постановление Правительства РФ от 3 марта 2010 г. № 118 «Об утверждении Положения о подготовке, согласовании и утверждении технических проектов разработки месторождений полезных ископаемых и иной проектной документации на выполнение работ, связанных с пользованием участками недр, по видам полезных ископаемых и видам пользования недрами». В пункте 12 раздела III «Основные требования к содержанию проектной документации» Постановления № 118 установлено, что в проектную документацию включаются:

а) мероприятия по безопасному ведению работ, связанных с использованием недрами;

б) мероприятия по рациональному использованию и охране недр;

в) мероприятия по обеспечению требований в области охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности при пользовании недрами;

г) информация о сроках и условиях выполнения работ по консервации и (или) ликвидации горных выработок, скважин, иных подземных сооружений, а также рекультивации земель.

Полагаем, что, поскольку имущественные комплексы, создаваемые при осуществлении поисковых работ в сфере недропользования и при разработке месторождений, рассматриваются как недвижимость, то целесообразно отразить в законодательстве о недвижимости указанные в подзаконных нормативных актах специфические требования, касающиеся порядка строительства этих имущественных комплексов. В частности, в Федеральном Законе «О государственной регистрации прав на недвижимое имущество и сделок с ним» целесообразно установить положения, в которых закрепляются требования к порядку регистрации имущественных комплексов, создаваемых в сфере недропользования. Представляется целесообразным предусмотреть, что обязательным приложением к документам, на основании которых осуществляется государственная регистрация прав на имущественные комплексы, создаваемые в сфере недропользования, являются документы, которые подготовлены в соответствии с законодательством о недрах, о промышленной безопасности опасных производственных объектов и в которых, в соответствии с проектной документацией, обозначены схемы размещения этих сооружений и содержатся сведения о регистрации в реестре опасных производственных объектов.

Список литературы

1. Алексеев В.А. Недвижимое имущество: государственная регистрация и проблемы правового регулирования: учебное пособие для регистраторов. М.: ВолтерсКлувер, 2007. 504 с.

2. Белых В.С. Категория «имущество» в российской доктрине, законодательстве и судебной практике // Правовой режим имущества субъектов

предпринимательской деятельности: сб. научных трудов / отв. ред., сост. В.С.Белых. М.: ТК Велби, Изд-во Проспект, 2006. С. 27-62.

3. Гонгало Б.М. Понятие недвижимого имущества // Правовое регулирование оборота недвижимого имущества: сб. науч. ст. Екатеринбург, 2002. С. 4-8.

4. Градостроительный кодекс Российской Федерации от 29 декабря 2004 г. № 190-ФЗ // Собрание законодательства Российской Федерации от 3 января 2005 г. № 1 (часть I). Ст. 16.

5. Гришаев С.П. Правовой режим недвижимого имущества. М.: ООО «Новая правовая культура», 2007. Подготовлен для системы КонсультантПлюс. СПС КонсультантПлюс, 2007.

6. Жариков Ю.Г., Масевич М.Г. Недвижимое имущество: правовое регулирование: Науч.-практ. пособие. М.: БЕК, 1997. 252 с.

7. Жариков В.В. Особенности правового режима предприятия и отдельных видов имущества, входящего в его состав // Актуальные проблемы гражданского права. Вып.7. М.: Норма, 2003. С. 122-151.

8. Кодолова А.В. Особенности гражданско-правового статуса юридических лиц, эксплуатирующих экологически особо опасные объекты. Саратов: Ай Пи Эр Медиа, 2009. Справочно-правовая система «Консультант Плюс», 2009.

9. Постановление Правительства РФ от 16 февраля 2008 г. № 87 «О составе разделов проектной документации и требованиях к их содержанию» // Собрание законодательства Российской Федерации от 25 февраля 2008 г. № 8. Ст. 744.

10. Постановление Правительства РФ от 3 марта 2010 г. № 118 «Об утверждении Положения о подготовке, согласовании и утверждении технических проектов разработки месторождений полезных ископаемых и иной проектной документации на выполнение работ, связанных с использованием участками недр, по видам полезных ископаемых и видам пользования недрами» // Собрание законодательства Российской Федерации от 8 марта 2010 г. № 10. Ст. 1100.

11. Постановление Федерального горного и промышленного надзора России от 6 июня 2003 г. № 71 «Об утверждении «Правил охраны недр» // Российская газета. 19 июня 2003 г. № 118. Приложение к «Российской газете» - «Новые законы и нормативные акты». 2003 г. № 26.

12. Постатейный комментарий к Федеральному закону «О государственной регистрации прав на недвижимое имущество и сделок с ним» от 21.07.1997 г. № 122-ФЗ / Брагинский М. И., Витрянский В. В., Гонгало Б. М. и др. М.: Спарк, 1999. 239 с.
13. Романова В.В. Правовое регулирование строительства и модернизации энергетических объектов. М.: Издательство «Юрист», 2012. 426 с.
14. Федеральный закон от 21 июля 1997 г. № 122-ФЗ «О государственной регистрации прав на недвижимое имущество и сделок с ним» // Собрание законодательства Российской Федерации от 28 июля 1997 г. № 30. Ст. 3594.
15. Федеральный Закон РФ от 21 февраля 1992 г. N 2395-1 «О недрах» // Ведомости Съезда народных депутатов РФ и Верховного Совета РФ от 16 апреля 1992 г. № 16. Ст. 834.
16. Федеральный закон от 04.05.1999 г. № 96-ФЗ «Об охране атмосферного воздуха» // Собрание законодательства Российской Федерации от 3 мая 1999 г. № 18. Ст. 2222.
17. Часть первая Гражданского кодекса Российской Федерации от 30 ноября 1994 г. № 51-ФЗ // Собрание законодательства Российской Федерации от 5 декабря 1994 г. № 32. Ст. 3301.

**ВОПРОСЫ ПРАВОВОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ
БЕЗОПАСНОСТИ ПРИ ТРАНСПОРТИРОВКЕ НЕФТИ И
НЕФТЕПРОДУКТОВ**

Садриева И.А., аспирант

E-mail: irkyagul5@mail.ru

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, г. Казань

Аннотация

Изучены нормативные правовые акты, составляющие правовые источники, регламентирующие отношения в сфере обеспечения экологической безопасности при транспортировке нефти и нефтепродуктов.

Ключевые слова: экологическая безопасность, транспортировка нефти.

Вопросы охраны окружающей среды важны в любой сфере деятельности современного человека. В области осуществления транспортировки нефти и нефтепродуктов вопросы обеспечения экологической безопасности являются особенно актуальными, поскольку специфика хозяйственной деятельности в этой сфере предопределяет необходимость создания эффективной системы по предупреждению аварий при транспортировке, а также подготовки специальных мер по ликвидации разливов нефти и нефтепродуктов в случае аварийных ситуаций. По информации некоммерческого партнерства "Центра экологии ТЭК" потери нефтяного сырья варьируются от 3,5% до 4,5%. Соответственно при текущем уровне добычи в 510 млн т в год потери составляют от 18 до 23 млн т ежегодно, в денежном выражении - от 14,2 млрд до 17,2 млрд долларов (<http://cetek.ru/>).

При авариях при транспортировке нефти вред причиняется в целом окружающей среде и в зависимости от места аварии вред может быть причинен водному объекту, земельному участку, почвам, участку недр, лесному участку, а также происходят выбросы вредных веществ в атмосферный воздух.

На практике ситуация с авариями, связанными с транспортировкой и хранением нефти и нефтепродуктов в России, продолжает оставаться крайне опасной. Аварии на нефтепроводах приводят к очень тяжелым экологическим последствиям.

При разрыве нефтепровода происходит мощный выброс нефти в грунт или по поверхности почвы, нефть быстро фильтруется и проникает на довольно большую глубину в недра, образуя так называемую линзу. Если с поверхности почвы нефть собрать сравнительно просто, то линзу ликвидировать весьма сложно. Почва оказывается пораженной на долгие годы, в течение которых на ней не будет растительного покрова (Баскаков, 2003).

Кроме того, по уровню отрицательного воздействия на окружающую природную среду нефтегазодобывающее производство занимает одно из первых мест среди отраслей народного хозяйства (Амиров, 2004).

Оно загрязняет практически все сферы окружающей среды – атмосферу, гидросферу (поверхностные и подземные воды), геологическую среду.

В связи с изложенным актуальными являются вопросы правового обеспечения экологической безопасности при транспортировке нефти и нефтепродуктов. При анализе правовых источников выявлено следующее. В этой сфере правового регулирования приняты программные документы, направленные на построение системы правового регулирования в сфере обеспечения экологической безопасности как в целом, так и при транспортировке нефти и нефтепродуктов.

В настоящее время разработана государственная программа Российской Федерации «Энергоэффективность и развитие энергетики», утвержденная Распоряжением Правительства РФ от 15 апреля 2014 г (Постановление Правительства..., 2014). В данной программе существует раздел «Энергосбережение и повышение энергетической эффективности», который посвящен вопросам повышения конкурентоспособности, финансовой устойчивости, энергетической и экологической безопасности российской экономики, а также роста уровня и качества жизни населения за счет реализации потенциала энергосбережения и повышения энергетической эффективности на основе модернизации, технологического развития и перехода к рациональному и экологически ответственному использованию энергетических ресурсов.

Важными стратегическими ориентирами долгосрочной государственной энергетической политики являются:

- энергетическая безопасность;
- экологическая безопасность энергетики;

- энергетическая эффективность экономики;
- бюджетная эффективность энергетики.

Вопросы обеспечения экологической безопасности при транспортировке энергоресурсов связаны в первую очередь с вопросами технического регулирования (Алексеев, 2005). Правовую основу национального законодательства составляют технические регламенты, стандарты и системы оценки соответствия, принимаемые на уровне стран ЕврАзЭС или Таможенного союза. Указанные положения разрабатываются в соответствии с Соглашением ВТО о технических барьерах в торговле (Соглашение по ТБТ). Технические регламенты применяются с целью защиты жизни и (или) здоровья людей, имущества, окружающей среды, здоровья животных и (или) растений, а также предотвращения действий, которые могут ввести потребителей в заблуждение, а также с целью обеспечения энергетической эффективности и сохранения ресурсов.

Наряду с программными документами в целях обеспечения экологической безопасности при транспортировке нефти и нефтепродуктов разработаны и приняты как общие законодательные акты, так и специальные, в том числе локальные акты.

Общее определение экологической безопасности содержится в законе «Об охране окружающей среды» (2002). Экологическая безопасность – это состояние защищенности природной среды и жизненно важных интересов человека от возможного негативного воздействия хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера и их последствий. В статье 3 Модельного закона о стратегической экологической оценке содержится понятие гарантии обеспечения экологической безопасности – это официальные заключения, оформленные в соответствии с требованиями национального законодательства, подтверждающие выполнение нормативов обеспечения экологической безопасности в стратегических планах территориального развития и комплексных территориальных программах социально-экономического развития на муниципальном, региональном и национальном уровнях (Модельный закон ..., 2011).

Правоотношения, возникающие в сфере экологической безопасности регулируются «ГОСТ Р 52104-2003».

В Федеральном законе РФ «О промышленной безопасности опасных производственных объектов», отражены правовые, экономические и социальные

основы обеспечения безопасной эксплуатации опасных производственных объектов и механизмы предупреждения аварий на этих объектах и обеспечение готовности организаций, эксплуатирующих опасные производственные объекты, к локализации и ликвидации последствий указанных аварий (Федеральный закон ..., 1997).

В приказе Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору "Об утверждении Руководства по безопасности для нефтебаз и складов нефтепродуктов" содержатся рекомендации по обеспечению требований промышленной безопасности при проектировании, строительстве, капитальном ремонте, техническом перевооружении, реконструкции, консервации и ликвидации нефтебаз и складов нефтепродуктов и не является нормативным правовым актом (Приказ ..., 2012). Определены методы и способы обеспечения безопасности при транспортировании нефти и нефтепродуктов по технологическим трубопроводам.

Большой правовой интерес представляет федеральная целевая программа «Модернизация транспортной системы России (2010-2020 годы)». (Постановление ..., 2001). Целями Программы, направленными на создание транспортных условий для инновационного развития РФ и повышения качества жизни ее граждан, являются:

- повышение комплексной безопасности и устойчивости транспортной системы;
- улучшение инвестиционного климата и развитие рыночных отношений на транспорте.

В целях законодательного обеспечения безопасности при транспортировке нефти и нефтепродуктов было запланировано издание следующих законопроектов, включенных в План законопроектной деятельности Правительства Российской Федерации на 2010 год:

- О добыче, переработке и транспортировке по магистральным трубопроводам нефтяного сырья и продуктов его переработки;

- Технический регламент о безопасности магистральных трубопроводов для транспортировки жидких и газообразных углеводородов (План ..., 2009).

Данная инициатива Минэнерго России - федерального органа исполнительной власти, уполномоченного на выработку и реализацию государственной политики и нормативно-правового регулирования в сфере топливно-энергетического комплекса (в том числе по вопросам нефтедобывающей, нефтеперерабатывающей промышленности, транспортировки нефти) - вызвана тем, что механизмы

государственного регулирования нефтяной сферы, предусмотренные в законодательстве Российской Федерации, недостаточны для развития отрасли (Джавахан, 2010).

Законопроект о техническом регламенте о безопасности магистральных трубопроводов для транспортировки жидких и газообразных углеводородов 22 апреля 2011 года принят Государственной Думой ФС РФ в I чтении (Постановление ..., 2011) и был включен в Примерную программу законопроектной работы Государственной Думы ФС РФ на декабрь 2013 года.

В проекте закона определены цели его принятия:

- 1) защита жизни и (или) здоровья граждан, имущества физических и юридических лиц, государственного и муниципального имущества;
- 2) охрана окружающей среды, жизни и (или) здоровья животных и растений;
- 3) предупреждение действий, вводящих в заблуждение приобретателей;
- 4) обеспечение энергетической эффективности (Проект..., 2011).

В свою очередь данный документ будет устанавливать дополнительные требования к магистральному трубопроводу на всех этапах его жизненного цикла; правила идентификации магистрального трубопровода для целей применения закона; правила и формы оценки соответствия магистрального трубопровода требованиям закона и направлен на обеспечение экологической безопасности при транспортировке нефти и нефтепродуктов.

Также в подзаконных актах определяются нормативы платы за выбросы в атмосферный воздух загрязняющих веществ. Они регулируются постановлением Правительства РФ «О нормативах платы за выбросы в атмосферный воздух загрязняющих веществ стационарными и передвижными источниками, сбросы загрязняющих веществ в поверхностные и подземные водные объекты, в том числе через централизованные системы водоотведения, размещение отходов производства и потребления». Следует учитывать, что при применении данного документа нормативное правовое регулирование по вопросам взимания платы за негативное воздействие на окружающую среду осуществляет Министерство природных ресурсов и экологии РФ (Постановление Правительства РФ, 1992).

Однако в законодательстве РФ отсутствуют конкретные нормы и правила, регламентирующее регулирование выбросов летучих органических соединений при

транспортировке нефти, в отношении вопросов охраны окружающей среды природоохранное законодательство РФ предусматривает преобладание международных правовых норм в случае, если национальное законодательство не отражает данные вопросы или в случае, если нормы российского законодательства противоречат основным международным нормам.

Анализ судебной практики позволяет выявить причины аварий и соответственно обосновать меры, направленные на предупреждение ситуаций, негативно влияющих на окружающую среду. Выяснив причины негативного воздействия на окружающую среду при транспортировке нефти и нефтепродуктов, мы можем выбрать правовые средства, направленные на уменьшение негативного воздействия и соответственно обеспечение экологической безопасности. Так, например, в решении Усинского городского суда Республики Коми (Дело № 2-308/11) отражены следующие технические и организационные причины аварии при транспортировке нефти и нефтепродуктов:

- отсутствие производственного контроля за соблюдением требований промышленной безопасности;

- неприятие мер по приведению эксплуатируемой нефтебазы в соответствие с требованиями промышленной безопасности;

- непроведение измерения и определения массы принимаемых, хранимых и транспортируемых нефтепродуктов ответственным работником нефтебазы во время приема-отпуска нефти;

Вышеизложенные причины негативного воздействия на окружающую среду позволяют сделать вывод о том, что в основном вред причиняется в связи с отсутствием четкой организации деятельности компаний по обеспечению экологической безопасности: несоблюдение требований промышленной безопасности;

неприятие мер по приведению эксплуатируемых объектов в соответствие с требованиями промышленной безопасности и т.п. Представляется, что при таких обстоятельствах наиболее эффективным правовым средством повышения уровня экологической безопасности при транспортировке нефти и нефтепродуктов может быть технический регламент о безопасности магистральных трубопроводов для

транспортировки жидких и газообразных углеводородов, который был запланирован к принятию еще в 2009 году.

В целях создания единого законодательства необходим также закон о хозяйственной деятельности в сфере эксплуатации такого опасного производственного объекта как трубопроводный транспорт, в котором целесообразно установить основные принципы правового регулирования хозяйственной деятельности в сфере эксплуатации трубопроводного транспорта.

Примером такого правового подхода к обеспечению экологической безопасности может быть Модельный закон «О трубопроводном транспорте» стран СНГ, в котором, в частности закреплены такие принципы, как:

- приоритет безопасности государства и граждан при транспортировке продукции по трубопроводам;

- обязательность государственного регулирования безопасного функционирования объектов трубопроводного транспорта;

- соблюдение требований в области промышленной и экологической безопасности при создании, функционировании, развитии и ликвидации объектов трубопроводного транспорта;

- разрешительный порядок деятельности по созданию и эксплуатации трубопроводов, запрещение к использованию технологий, материалов и оборудования, не имеющих сертификата соответствия национальным стандартам;

- соблюдение интересов всех участников отношений в области трубопроводного транспорта, приоритет новейших технологий при создании трубопроводов;

- привлечение к ответственности лиц, виновных в нарушении норм законодательства в области трубопроводного транспорта;

- обязательность полного возмещения вреда, нанесенного окружающей среде, и ущерба государству, гражданам и юридическим лицам, причиненных строительством, эксплуатацией и ликвидацией трубопроводов и вызванных в результате несоблюдения требований нормативных актов (Модельный закон, 2001).

Говоря о совершенствовании механизмов, направленных на обеспечение экологической безопасности при транспортировке нефти и нефтепродуктов, следует упомянуть следующие пути решения проблем, при реализации которых сложится

единая судебная практика и тем самым обеспечится стабильность отношений в этой области:

-разработка единого системного понятийного аппарата;

-формирование принципов и методов государственного регулирования деятельности в сфере нефтяного комплекса;

-более детально установить права и обязанности субъектов правовых отношений в области транспортировки нефти.

В связи с этим следует внести данные поправки в законопроект «О добыче, переработке и транспортировке по магистральным трубопроводам нефтяного сырья и продуктов его переработки» и тем самым будет создан единый комплексный правовой акт, регулирующий отношения безопасной транспортировки нефти и нефтепродуктов.

Список литературы

1. Алексеев П.Д., Зубарев В.Г. и др. Экология и природопользование: Учебно-методическое пособие. М.: ВНИИОЭНГ, 2005. 37 с.

2. Амиров А.Д. Охрана недр и окружающей среды от загрязнения. Баку: Недра, 2004.60 с.

4. ГОСТ Р 52104-2003. Ресурсосбережение. Термины и определения. Постановление Госстандарта РФ.

5. Джавахян А.О. О концепции проекта Федерального закона о добыче, переработке и транспортировке по магистральным трубопроводам нефтяного сырья и продуктов его переработки // Законодательство. № 3. 2010 г.

6. Земельный кодекс Российской Федерации // Собрание законодательства РФ. 2001. № 44. ст.4147.

7. Модельный закон «О стратегической экологической оценке». Принят в г. Санкт-Петербурге 16.05.2011 года Постановлением 36-7 на 36-ом пленарном заседании Межпарламентской Ассамблеи государств-участников СНГ.

8. Модельный закон «О трубопроводном транспорте». Принят в г. Санкт-Петербурге 19 апреля 2001 года Постановлением Межпарламентской Ассамблеи государств- участников СНГ.

9. Постановление Правительства РФ «О нормативах платы за выбросы в атмосферный воздух загрязняющих веществ стационарными и передвижными

источниками, сбросы загрязняющих веществ в поверхностные и подземные водные объекты, в том числе через централизованные системы водоотведения, размещение отходов производства и потребления»: [пост. прав. № 344 от 12.06.2003 г.] // Российская газета. 2003. № 120.

10. Постановление Правительства РФ «О порядке утверждения методики исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства»: [пост. прав. № 639 от 04.11.2006 г.] // Российская газета. 2006. № 256.

11. Постановление Правительства РФ «Об исчислении размера вреда, причиненного лесам вследствие нарушения лесного законодательства»: [пост. прав. № 273 от 08.05.2007 г.] // Российская газета. 2007. № 107.

12. Постановление Правительства РФ «Об утверждении Порядка определения платы и ее предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды вредного воздействия»: [пост. прав. № 632 от 28.08.1992 г.] // Российская газета. 1992. № 205.

13. Постановление Правительства РФ «Об утверждении государственной программы Российской Федерации «Энергоэффективность и развитие энергетики»: [пост. прав. № 321 от 15.04.2014 г.] // Официальный интернет-портал правовой информации <http://www.pravo.gov.ru>. 2014.

14. Постановление Правительства РФ «О федеральной целевой программе «Модернизация транспортной системы России (2010-2020 годы)»: [пост. прав. № 848 от 5 декабря 2001 г.] //Собрание законодательства РФ.17.12.2001.№ 51. ст. 4895.

15. Приказ Минприроды «Об утверждении Методики исчисления размера вреда, причиненного почвам как объекту охраны окружающей среды»: [приказ № 238 от 08.07.2010г.] // Бюллетень нормативных актов федеральных органов исполнительной власти. 2010. № 40.

16. Приказ Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору «Об утверждении Руководства по безопасности для нефтебаз и складов нефтепродуктов»: [приказ № от 26 декабря 2012 г] // Документ опубликован не был.

17. Приказ Министерства энергетики РФ «О Плане законопроектной деятельности Министерства энергетики Российской Федерации на 2010 год»: [приказ № 27 от 27 января 2010 г.] // Документ опубликован не был.

18. Проект Федерального закона «Технический регламент о безопасности магистральных трубопроводов для транспортировки жидких и газообразных углеводородов»: [проект № 408228-5.2010 год] // Текст законопроекта, принятого ГД ФС РФ в I чтении. Постановление № 5212-5 ГД.

19. Распоряжение Правительства РФ «О проекте Федерального закона «Технический регламент о безопасности магистральных трубопроводов для транспортировки жидких и газообразных углеводородов»»: [расп. прав. № 1163-р от 15.07.2010] // Собрание законодательства РФ. 2010. № 29. ст. 3962.

20. Распоряжение Правительства РФ «Об утверждении плана законопроектной деятельности Правительства Российской Федерации на 2010 год»: [расп. прав. № 2063-р от 23 декабря 2009 г.] // Собрание законодательства РФ. 2009. № 52 (2 ч.). ст. 6672.

21. Федеральный закон «Об охране окружающей среды»: [федер. закон № 7 от 10.01.2002 г.] // Российская газета. 2002. № 6.

22. Федеральном закон РФ «О промышленной безопасности опасных производственных объектов»: [федер. закон № 116 от 21.07.1997] // Собрание законодательства РФ. 1997. № 30. ст. 3588.