

Министерство науки и высшего образования Российской Федерации
Томский государственный университет
систем управления и радиоэлектроники

А.Г. Карташев

Биоиндикация
антропогенных загрязнений

Томск
Издательство ТУСУРа
2019

УДК 504.5+502.175
ББК 28.081+20
К270

Карташев, Александр Георгиевич

К270 Биоиндикация антропогенных загрязнений : моногр. / А.Г. Карташев. – Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2019. – 226 с.

ISBN 978-5-86889-836-5

Рассмотрены методы биоиндикации антропогенных загрязнений. Большое внимание уделено биоиндикационным исследованиям нефтезагрязнений наземных и водных экосистем. Изложены проблемы биоиндикации промышленных и электромагнитных загрязнений окружающей среды. Показаны особенности развития экологических катастроф и рассмотрены методы прогнозирования. Проведен анализ методов биоиндикации землетрясений. Рассмотрены системы биологического прогнозирования деградации экосистем и экологических катаклизмов.

Для научных сотрудников, преподавателей и студентов, специализирующихся по экологии и природопользованию.

УДК 504.5+502.175
ББК 28.081+20

ISBN 978-5-86889-836-5

© Карташев А.Г., 2019
© Томск. гос. ун-т систем упр.
и радиоэлектроники, 2019

Введение

Технократическая направленность развития цивилизации привела к глобальному загрязнению природной среды и стимулировала создание инструментальных методов оценки состояния экосистем. Не отрицая ценность и необходимость разработки технических методов оценки состояния окружающей среды, необходимо понять, что в конечном итоге поражается и гибнет живой организм: птица, рыба, насекомое, растение. Естественно, что сохранение биосистем и биосферы является конечной целью системы экологического мониторинга.

Становится очевидной необходимость биологических знаний об устойчивости к антропогенным воздействиям биосистем в зависимости от уровня их организации и экологизация разрабатываемых технических средств и нормативов. Многокомпонентная смесь веществ, загрязняющих среду, является результатом антропогенной деятельности. К загрязнениям относятся бытовые отходы, радиационные материалы, побочные вещества нефтяной, угольной, химической, металлургической и других отраслей, создающих локальные скопления материалов, прямо или косвенно разрушающих естественную среду обитания. Исследование особенностей влияния различных типов загрязнений на экосистемы и выбор надежных биоиндикационных тестов позволили оценить уровень деградации экосистем и прогнозировать этапы восстановления биоценозов. Критические изменения в экосистемах приводят к лавиноопасным изменениям – экологическим катастрофам.

В предлагаемой работе представлены методы биоиндикации нефтезагрязнений наземных и водных экосистем, промышленных и электромагнитных загрязнений. В качестве экологических катастроф природного происхождения рассмотрены этапы формирования землетрясений.

Биоиндикационные методы оценки состояния окружающей среды интенсивно разрабатываются во всем мире и адекватно отражают уровень деградации экосистем. Ограниченность доступной для широкого понимания информации о биоиндикационных методах оценки экологического состояния стимулировала автора к написанию

монографии, которая может быть интересна для специалистов-экологов, преподавателей, студентов и тех, кто заинтересован в сохранении естественной среды обитания, обеспечивающей полноценную жизнь наших детей.

1. Методы биоиндикации

1.1. Адаптационные возможности биосистем

Использование биологических изменений окружающей среды с целью оценки и прогноза ее состояния началось с первых шагов эволюции человека. Совокупность биоиндикационных представлений первобытного человека о поведении животных была основой успешной охоты. Биологические знания по экологии растений позволили нашим предкам отобрать будущие сельскохозяйственные культуры.

Можно сказать, что выживаемость первобытной человеческой популяции всецело зависела от «биоиндикационных» познаний. Знания накапливались, передавались в устной, культовой и письменной форме из поколения в поколение.

Развитие городов, технический прогресс, создание искусственной среды обитания человека изменили его взаимоотношения с природой, привели к использованию технических средств контроля окружающей среды. Необходимость сопоставления показателей физико-химического состояния среды с их биологическим значением стимулировала биоиндикационные исследования. Успешное использование методов биоиндикации для экологической оценки состояния окружающей среды основывается на ряде эмпирических представлений. Первое – устойчивость биосистем к любому повреждающему фактору может быть представлена в виде ряда биологических форм. Второе – для всех биологических систем характерен принцип универсальности, следовательно, всегда возможен перенос наблюдаемых изменений от одного вида биосистем на другой. Третье – эмоциональная убедительность, когда в середине лета желтеет трава, улетаются птицы, происходит массовое размножение беспозвоночных, ухудшается настроение наблюдателя.

В современной биологии принята концепция об уровнях организации биосистем: начальный уровень организации биологических систем считается молекулярным, завершающий – биосферным. Под устойчивостью биосистем будем понимать их способность противостоять внешним изменениям среды в целях самосохранения.

Основываясь на таких общих представлениях, рассмотрим устойчивость биосистем в зависимости от уровня их организации.

Молекулярный уровень: вирусы, нуклеиновые кислоты, белки, аминокислоты характеризуются высоким уровнем устойчивости, сравнимым с неживой материей. Клеточный уровень: микробы, одноклеточные, водоросли и т.д. характеризуются относительно высокой степенью устойчивости. Органоидный и физиологический уровни биосистем обладают относительно низкой устойчивостью.

Начиная с организменного уровня, устойчивость к влиянию внешних факторов становится активной. Организмы изменяют физиологическое состояние – вытесняют воду, образуют споры, избегают неблагоприятных факторов.

Популяции, сообщества, экосистемы преобразуют среду в направлении повышения выживаемости биосистем. На уровне биосферы формируется гомеостаз биотической и абиотической среды, в которой возможно существование организмов и эволюция. Следовательно, от молекулярного до популяционного уровня организации живой материи устойчивость биосистем пассивная и определяется их приспособляемостью к внешней среде. Начиная с уровня популяций, сообществ, характер биологических механизмов, обеспечивающих устойчивость, становится принципиально другим – активным, появляются системы круговорота веществ, энергии и информации, обеспечивающие стабильность биосферы. Образуются природоохранные экраны: озоновый, углекислый; обеспечивается цикличность климатических условий планеты. В условиях сформировавшейся биосферы «разменной монетой» стабильности экологической среды становится организм как наиболее неустойчивая и пластичная единица ее структурной организации (Карташев, 1990).

Все биологические системы независимо от уровня организации существуют в изменяющейся окружающей среде. Для выживания и преобразования среды необходимы механизмы, позволяющие сохранять функциональную и структурную целостность живого в пределах изменчивости внешнего мира. Основная задача живого – выжить – осуществляется путем приспособления биосистем к среде, или адаптации. Адаптация по каждому фактору и по совокупности факторов характеризуется биохимическими, физиологическими, генетическими и экологическими пределами. Совокупность всех адаптационных характеристик организма, популяции, сообществ опреде-

ляет их экологическую нишу, среду обитания, в которой возможно оптимальное развитие биосистем. Если уровень воздействующих на организм факторов превышает адаптационные возможности, происходит деградация, разрушение части или всей биосистемы.

В последнее время в научной литературе достаточно широко используется термин «стресс». Под стрессом в широком биологическом смысле подразумевается реакция биосистемы на экстремальные, предельные воздействия факторов среды. С биоиндикационной точки зрения наибольший интерес представляет выявление экстремальных стрессовых воздействий и прогноз возможного уровня деградации биосистем.

По мнению современных исследователей, существует шесть основных типов биоиндикационных реакций в зависимости от времени действия и вида фактора.

А – биоиндикатор через определенное время отвечает одноразовой сильной реакцией при действии фактора и затем теряет чувствительность;

Б – после определенного времени воздействия наблюдается сильная одноразовая реакция, которая продолжается какое-то время;

В – биоиндикатор реагирует с момента появления воздействия с одинаковой интенсивностью в течение длительного времени;

Г – после немедленной сильной реакции наблюдается ее затухание;

Д – реакция на воздействие медленно нарастает, достигает своего максимума и затухает;

Ж – колебательный характер ответных реакций.

В связи с тем что все адаптивные реакции используют большое количество энергии при компенсации воздействующих факторов, можно установить несколько эмпирических правил адаптации.

Чем интенсивнее воздействующий фактор, тем больше энергетических ресурсов расходует биосистема на компенсацию.

Если фактор неизвестен биосистеме, то он не вызывает сигнальной, стимулирующей энергетику биосистемы, реакции, поэтому встраивается и ведет к разрушению биосистемы – мимикрирующий эффект. К таким факторам относятся синтезированные человеком химические вещества, электромагнитные и радиоактивные излучения. Адаптация биосистемы к экстремальным воздействиям

вследствие больших ресурсных затрат нередко приводит к ее деградации – упрощению (Шуберт, 1988).

1.2. Микроорганизмы – биоиндикаторы окружающей среды

Теоретически, в зависимости от уровня организации биосистем меняются адаптационные возможности живых организмов. Для каждого уровня характерен специфический набор показателей, соответствующий выполняемым функциям. Особенности биохимического уровня организации, характерного для микроорганизмов, являются:

1) сохранение структурной целостности макромолекул при их функционировании в стрессовых условиях среды;

2) эквивалентное снабжение клеток энергетической валютой – аденозинтрифосфатом (АТФ), структурными предшественниками для синтеза запасных веществ – гликогена, жиров и т.д., нуклеиновых кислот и белков;

3) сохранение систем, регулирующих скорости и направления метаболических процессов в соответствии с потребностями организма и их изменение при вариации условий среды (Хочачка, Соме-ро, 1988).

Определен ряд ключевых ферментов, которые изменяют активность в зависимости от степени загазованности окружающей среды: глюкозо-6-фосфат, супероксиддисмутаза, пероксидаза, фитогормоны, растворимые белки, липиды и т.д. Внутриклеточные макромолекулярные структуры надежно защищены от антропогенного влияния, и существенные нарушения в них приводят к гибели организма. Большой интерес представляет явление «молекулярной мимикрии», т.е. встраивание изотопов типа C-14, Sr-90, I-131 и других в молекулярные комплексы живых организмов, накопление их и распространение в популяции, приводящее при достижении определенного критического уровня к развитию патологических процессов. К явлениям такого типа относится распространение плазмид – искусственных нуклеиновых остатков, синтезированных человеком. Попадая в организм человека и животных вместе с продуктами питания, они приводят к снижению иммунной устойчивости и невосприимчивости организма к медикаментозным средствам.

Мир одноклеточных состоит из большого числа микроорганизмов, грибов, водорослей, встречающихся практически во всех экологических нишах. Микроорганизмы обнаруживают в термальных источниках Камчатки при температуре больше 80 °С, на Северном полюсе, в глубине океана и на самых высоких вершинах. Обнаружены микроорганизмы, живущие в радиоактивной воде атомного реактора. Все одноклеточные делятся на две большие группы: эукариоты – высшие микроорганизмы, и прокариоты – низшие, не имеющие ядра одноклеточные.

К эукариотам относятся водоросли, грибы-дрожжи и простейшие. Прокариоты – сине-зеленые водоросли и бактерии. Простейшие осуществляют биосферный кругооборот кальция, формируют и поддерживают плодородный слой почвы – гумус. В процессе эволюции биосферы виды одноклеточных организмов специализировались в определенных экологических нишах. Техногенное загрязнение атмосферы, почвы и водной среды, нарушая биологическое равновесие, приводило к образованию новых антропогенных экологических ниш, которые в первую очередь занимали микроорганизмы и вирусы. Об этом свидетельствует появление новых инфекционных болезней (СПИД), рост хорошо известных заболеваний, формирование лекарственно-устойчивых штаммов микроорганизмов. Следовательно, постоянный контроль видового разнообразия и численности микроорганизмов является одним из основных способов оценки состояния окружающей среды. Увеличение сине-зеленых водорослей в проточных водоемах – характерный показатель загрязнения, заболачивания и деградации водоемов. Снижение азотных бактерий в почве приводит к разрушению гумуса. Санитарно-эпидемиологический контроль состояния среды является необходимым компонентом существования человека.

1.3. Биоиндикационные показатели органов и тканей

Органы и ткани организма животных и растений проявляют дифференциальную чувствительность к различным антропогенным факторам. В середине 1850 г. Штекхардтом отмечены изменения окраски листьев растений за счет дыма и ядовитых газов. В настоящее время основанные на морфологии растений исследования позволили построить картосхемы антропогенных влияний на фито-

ценозы (Шуберт, 1988). К наиболее распространенным морфологическим изменениям растений, используемым в качестве биоиндикации, относятся хлороз – бледная окраска листьев между жилками (отвалы тяжелых металлов). Пожелтение краев или определенных участков листьев у лиственных деревьев – влияние хлоридов. Покраснение в виде пятен на листьях смородины и гортензии происходит под действием SO_2 . Появление серебристой окраски поверхности листьев – действие фтористых соединений. Некрозы – отмирание ограниченных участков ткани листовой поверхности, развиваются в следующей последовательности: при действии SO_2 происходит образование грязно-зеленых пятен, после гибели пораженных клеток листа его участки оседают, высыхают и за счет выделения дубильных веществ окрашиваются у деревьев в бурый цвет или выцветают до белой окраски у тюльпанов, лука, гладиолусов, зерновых культур.

Дефолиация – опадение листьев – происходит после появления некрозов и хлорозов. Под влиянием соли, используемой для таяния снега, осыпается хвоя ели, листва у лип и каштанов. При увеличении концентрации SO_2 в воздухе наблюдается опадение листвы крыжовника и смородины. Аномальные изменения формы, количества и положения органов происходят у лиственных и хвойных деревьев после радиоактивного облучения.

В результате локальных некрозов появляется уродливая деформация, перетягивание, вздувание или искривление листовой пластинки, искривление побегов, сращение или расщепление отдельных органов. Под действием гербицидов наступает деформация цветка – увеличение или уменьшение, изменяется морфология лишайников (Федотов, 1979).

Изменения направления формы роста и ветвления, кустовидная и подушечная форма роста деревьев (лип) при хроническом загрязнении атмосферы HCl или SO_2 . При высокой концентрации газообразных выбросов предприятиями отмечается низкорослость растений, ползучие главные оси побегов, тесно расположенные узкие листья.

Изменение прироста многолетних растений определяется по ширине годовых колец. Для определения ширины годовых колец используется тонкий бур, с помощью которого извлекается керн древесины, измеряется величина прироста по годам. Годовой при-

рост деревьев – неспецифический тест, однако он позволяет непосредственно определить степень экологического неблагополучия в многолетней динамике. Используя способность деревьев к биоаккумуляции и консервации загрязняющих веществ, в особенности хвойных деревьев, можно, применяя современные методы микроспектрального анализа, производить дифференциальную оценку степени загрязнения окружающей среды. Характерно, что значительные повышения концентрации С-14 в годовых кольцах деревьев Томской области достаточно хорошо совпадают с атомными испытаниями на Семипалатинском полигоне и авариями на атомных реакторах в г. Северске.

Одним из неспецифических тестов, отражающих видовую адаптацию растений, является цитологический тест стерильности пыльцы, широко использующийся для оценки химических загрязнений, радиоактивных, электромагнитных и других техногенных загрязнителей.

Чувствительность растений к химическим загрязнениям окружающей среды представлена в табл. 1.

Для оценки состояния природных сообществ используется фенетическая изменчивость природных популяций (Яблоков, 1988).

У высших животных, включая человека, при всем разнообразии индивидуальной адаптации ее развитие характеризуется общими закономерностями. Выделяются два этапа: первоначальный – срочная, но несовершенная адаптация; последующий – долговременная адаптация. Для обеспечения дополнительных энергетических затрат организма в процессе эволюции сформировался специальный физиологический механизм, впервые описанный Г. Селье, названный стрессом или общим адаптационным синдромом (ОАС). Стресс обеспечивается деятельностью гормонов надпочечников и половых желез. По совокупности физиологических показателей и состоянию надпочечных желез выделяют три стадии стресса: активация, тренировка, истощение, или дистресс (Селье, 1960). Дистресс наступает в том случае, если физиологическая система или весь организм не справляются с воздействующими на него факторами, что приводит к патологическим заболеваниям.

В развитии адаптационного комплекса организма можно выделить индивидуальный тип адаптивных реакций, направленный на самосохранение, выживание, и видовой, связанный с сохранением

вида и популяции. К видовому типу относятся физиологические системы и органы, ответственные за воспроизводство, – мужская и женская половые системы и весь комплекс физиологических механизмов, ответственных за нормальное воспроизводство потомков. Наиболее чувствительными к влиянию стрессоров являются гипоталамус – отдел головного мозга, ответственный за стрессовые механизмы физиологических реакций, кора надпочечных желез, щитовидная железа, система желудочно-кишечного тракта, система крови, система сперматогенеза и женская половая система.

Таблица 1

Чувствительность растений к длительному загрязнению атмосферы

Наименование	SO ₂	HF	NH ₃	HCl	Cl ₂
Люцерна	+				
Гречиха	+				
Горох	+				
Клевер	+				
Виноград		+			
Ландыш		+			
Гладиолус		+			
Касатик		+			
Тюльпан		+			
Нарцисс		+			
Лук		+			
Петрушка кудрявая		+			
Рододендрон		+			
Смородина красная		+	+		
Салат		+	+		
Шпинат		+	+		
Фасоль				+	
Табак				+	
Сельдерей			+		
Томат					+
Латук				+	+

Независимо от типа влияния естественного или антропогенного фактора при условии превышения его физиологического уровня в организме развивается общий адаптационный синдром, или стресс. Определение уровня стресса организма животных и человека можно

проводить по хорошо известным биохимическим и морфологическим методикам состояния надпочечных желез. Углубление стрессовой ситуации приводит к развитию симптомов язвенной болезни и нарушениям в системе сперматогенеза и функционировании гонад (Карташев, 2010, 2014).

Последующее усиление отрицательно действующего фактора стимулирует патологическое изменение органа-мишени: воспаление легких, сердечная недостаточность, цирроз печени, пиелонефрит, язвенные заболевания, и развитие онкологических заболеваний. Появление и развитие злокачественных заболеваний у животных используется в качестве биотеста, указывающего на полное несоответствие окружающей среды адаптационным возможностям организма.

При хроническом действии электромагнитных полей наблюдаются онкологические заболевания кожи, мозга, грудных желез животных и людей. При действии радиации развиваются канцерогенные заболевания крови – лейкозы. Выхлопные газы автотранспорта и аэрозоли угольной, нефтяной промышленности стимулируют заболевания легких. Тяжелые металлы, пестициды и органические загрязнения приводят к онкологическим заболеваниям желудка, печени и почек. Полициклические ароматические соединения вызывают рак мошонки (Карташев, 1999).

В качестве примера рассмотрим ситуацию с судаком, запущенным как промысловая рыба в озеро Балхаш, на берегу которого находился один из крупнейших в СССР металлургических комбинатов, сливавший все неочищенные отходы в озеро. Выпущенный судак интенсивно размножился. Являясь хищником, он активно накапливал медь, тяжелые металлы, которые с отходами сбрасывались в течение многих лет в озеро. За 5–10 лет произошло массовое поражение рыбы злокачественными новообразованиями на голове, спине, брюшной стороне, видимое невооруженным глазом. Последующая массовая гибель судака облегчила его страдания, но не изменила экологическую ситуацию озера Балхаш.

Необходимо отметить, что различные органы в зависимости от их функционального назначения обладают способностью к накоплению радионуклидов, тяжелых металлов и токсических соединений. Стронций и цезий активно накапливаются в костях и печени животных. В печени и почках количество нуклидов может превышать их содержание в мышцах в радиоактивно загрязненных районах

в 1000 раз. Метилртутные и ртутьорганические соединения, накапливаясь в печени животных, легко проникают через гематоэнцефалический барьер мозга и вызывают нейротоксические эффекты. Разработан метод, позволяющий по количеству ртути в птичьих перьях оценивать общую загрязненность ртутью среды обитания птиц. Кадмий, являясь одним из самых токсических тяжелых металлов, способен долго сохраняться в организме животных. В печени у долгоживущих видов рыб и птиц концентрация кадмия повышалась в 3000 раз. Нитраты, накапливаясь в печени и почках, поступая в кровь, связываются с гемоглобином, препятствуют сродству гемоглобина с кислородом.

Следовательно, биоиндикация и биотестирование органов и тканей организма носит неспецифический характер на всех уровнях его устойчивости. Дифференцированная способность к накоплению различными органами техногенных веществ позволяет успешно выявлять характер загрязненности среды обитания.

1.4. Организменный уровень биоиндикации

Основной наблюдаемой единицей на уровне организмов является особь, семья или группа особей, наиболее чувствительной реакцией – комплекс поведенческих изменений, позволяющих выжить особи при изменившихся внешних условиях. Хорошо выраженные реакции можно наблюдать у пресноводной амобы в зависимости от концентрации растворенных в воде химических веществ. При низкой концентрации токсических веществ амeba сокращает свои ложноножки, при увеличении концентрации она превращается в клубок и затем погибает.

Под микроскопом можно наблюдать за увеличением частоты сокращений пульсирующей вакуоли амобы в зависимости от концентрации токсических веществ в окружающей среде. Основная функция сократительной вакуоли – регуляция осмотического давления внутри тела простейшего. При попадании токсических веществ в организм амобы сократительная активность пульсирующей вакуоли увеличивается.

Большое разнообразие в поведении характерно для пауков. Насчитывается около 50–60 тысяч видов пауков, заселивших практически все возможные экологические ниши, занятые беспозвоночными.

Хищники, пауки концентрируют в организме токсические вещества, изменяющие их поведение. Особый интерес в биоиндикационном отношении представляет строительная деятельность пауков. Пауки строят свои ловчие сети на деревьях, траве, в норках. Паутиной обернуты и коконы с яйцами у бегающих пауков. Из паутины строятся семейные домики, в которых паучата проводят свои первые 2–3 личиночные стадии. Вся строительная деятельность пауков может быть промерена, сфотографирована, снята на видеокамеру в природных условиях с различной антропогенной нагрузкой и в модельных условиях при дозированных воздействиях физических, химических и биологических факторов.

Особый интерес представляют структурированные сети, т.е. ловчие сети пауков, имеющие вполне определенную структуру, характерную для каждого вида крестовиков (*Araneidae*). Ловчую сеть пауки-крестовики начинают строить после выхода из семейного домика на третьей личиночной стадии. Для каждой возрастной стадии пауков существует характерная структура паутины. С наступлением половой зрелости ловчие колесовидные сети плетут в основном только самки, самцы заняты поиском самок и выполнением своей репродуктивной функции. Восстановление ловчих сетей происходит при отсутствии дождя ежедневно. Нарушенные в течение предыдущего дня участки паутины съедаются, так как паутинные нити преимущественно состоят из аминокислот. Как правило, восстановление паутины происходит в утренние предрассветные часы, в 5–7 часов.

Повсеместная распространенность пауков-крестовиков от тундры до пустыни, хорошая наглядность ловчих сеток, особенно утром, когда капельки росы проявляют тонкую структуру паутины, небольшое количество времени, необходимое для набора статистического материала, – все это делает ловчую сеть пауков одним из привлекательных биоиндикационных экспресс-методов. В России обитает от 10 до 18 видов рода крестовиков (*Araneus*). Наиболее распространенными являются крестовик обыкновенный и крестовик мраморный. Наличие специального убежища из свернутых листьев и сигнальной нити позволяет крестовику мраморному строить свои сети в лесу и на открытых местах, не рискуя быть заметной добычей для птиц, что характерно для крестовика обыкновенного. Строя свои сети на относительно открытых пространствах, пауки подвергаются

влиянию антропогенных факторов, существующих в данной местности: радиации, электромагнитных полей, химических веществ, аэрозолей, которые вместе с конденсатом накапливаются на клейких ловчих сетках паука и поедаются вместе с нарушенными участками ловчей сети. Как хищники пауки накапливают тяжелые металлы и токсические вещества, нарушающие их поведение. Необходимо отметить, что все алгоритмы пищевой деятельности животного фиксируются в структуре ловчей сетки. При необходимости можно легко узнать, чем и в каком количестве питается паук, потому что жертвы удачной охоты также фиксируются с помощью паутины.

Ежедневное возобновление строительства ловчих сеток позволяет проследить влияние одного или комплекса антропогенных факторов. Анализ структуры паутины необходимо проводить рано утром, когда она еще покрыта росой, хорошо заметна и не нарушена попавшими в нее насекомыми. В искусственных условиях пауки хорошо плетут паутины в садках размером 1 куб. м из марли или оконной сетки с выдвигаемыми стенками. В таких садках можно исследовать дифференциальную чувствительность, устойчивость пауков и форму структуры их ловчих сеток в зависимости от концентрации токсичных веществ или уровня физических воздействий. Экспериментальное построение аналогичных калибровочных кривых значительно повышает достоверность интерпретации биоиндикационных оценок в природных условиях.

Схема типичной ловчей сети паука-крестовика представлена на рис. 1.

Центральная зона заплетена неклейкими нитями, и количество витков в центральной зоне является видовым признаком рода пауков-крестовиков. Далее следует незаплетенный промежуток так называемой свободной зоны, за которой следуют клейкие витки ловчей зоны, натянутые на радиусы, исходящие из центральной зоны. Для количественной оценки структуры ловчей сети пауков-крестовиков использовались следующие показатели: высота центра над землей, число верхних, нижних радиусов, длина радиусов, число витков центральной зоны, вертикальный и горизонтальный диаметры центральной зоны, вертикальный и горизонтальный размеры свободной зоны, вертикальный и горизонтальный размеры ловчей зоны, число ловчих нитей в секторах: по горизонтали и вертикали,

расстояние между ловчими нитями, количество и тип отклонений (аномалий) в структуре ловчей сетки паука.

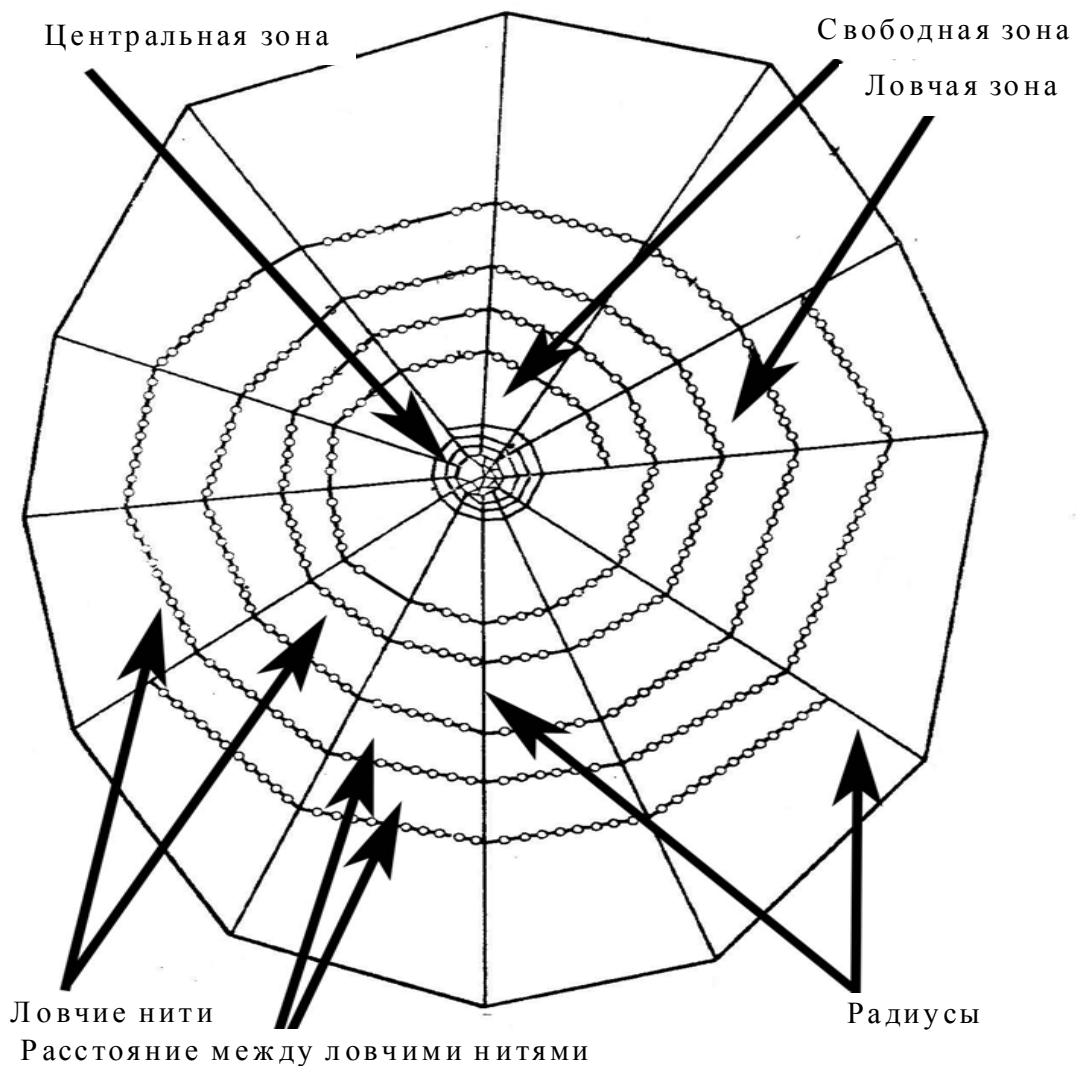


Рис. 1. Схема ловчей сети паука-крестовика

Анализ примерно 10 тысяч ловчих сетей пауков-крестовиков (*A. mormoreus*) позволил выделить достаточно типичные аномалии в структуре ловчих сетей пауков-кругопрядов (рис. 2 и 3) (Карташев, Карташева, 2009).

Полностью аномальная сеть, сектор которой представлен на рис. 2А, характерна для патологически больного паука, на которого экологическая среда, токсические вещества повлияли в такой степени, что животное утратило способность плести нормальную сеть и погибло. Изменения в структуре ловчих сетей, определенные как аномалии, отражают нарушения в поведении пауков.

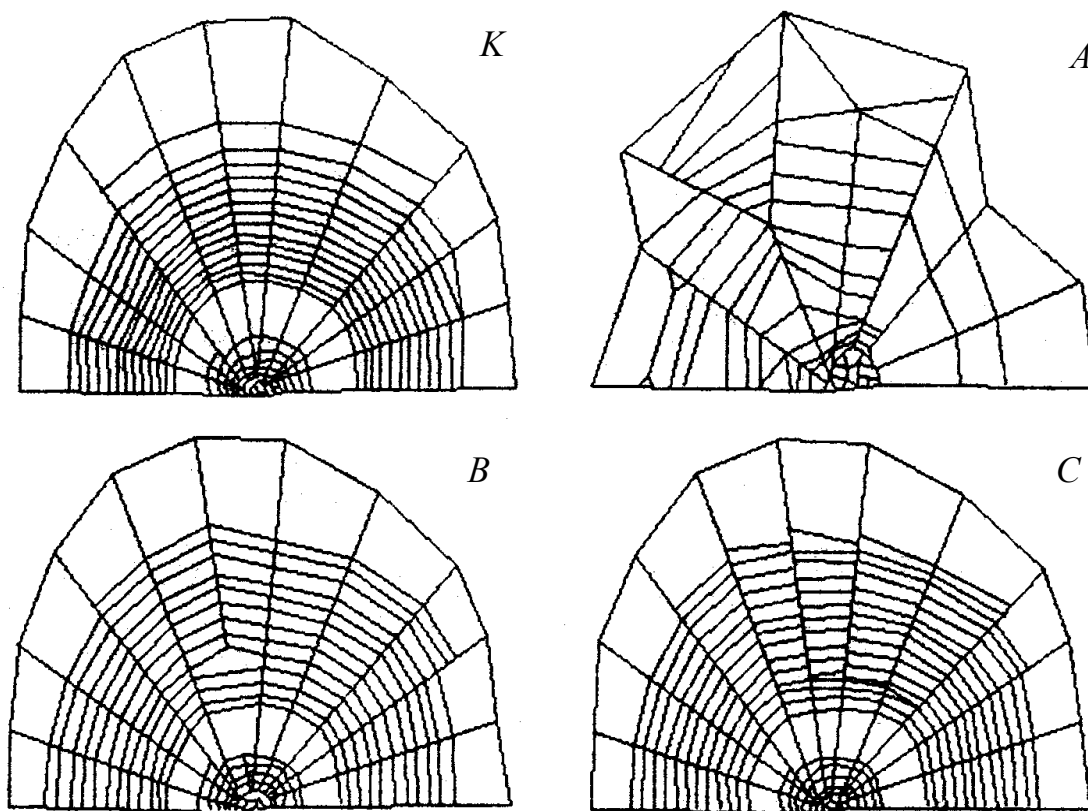


Рис. 2. Типы аномалий в ловчих сетях пауков-кругопрядов:
K – фрагмент эталонной ловчей сети; *A* – абсолютно аномальная сеть; *B* – укороченный радиус; *C* – ступенчатость ловчей спирали

Таким образом, вся картина дифференцированной поведенческой адаптации, позволяющей различить тип воздействующего фактора, наблюдалась в диапазоне структурных нарушений ловчей зоны пауков от *K* до *A*. В экспериментальных условиях при искусственном облучении пауков в дозе от 10 до 100 Р/ч получены аномалии типа *F*, проявляющиеся в незаплетении одного, двух или трех секторов ловчей зоны. Необходимо отметить, что пауки устойчивы к действию радиации.

В наших опытах пауки погибали только при дозе облучения, равной 1500 Р/ч, в то время как нормальной фоновой дозой является 12 мкР/ч. При искусственном облучении возрастало количество различного типа аномалий – чем выше доза, тем чаще встречаются аномалии типа *F* и *A*. Следовательно, реакция пауков отражает реальную интегральную биологическую опасность радиоактивного окружения. В интегральную картину радиоактивного влияния можно включить излучения α , β , γ ; радионуклиды, циркулирующие по пищевым цепям, и суммарное количество радиоактивных выбросов. На основании паутинного теста, используемого в качестве биоинди-

кационного экспресс-метода, можно достаточно хорошо проводить качественную комплексную оценку радиоэкологической обстановки.

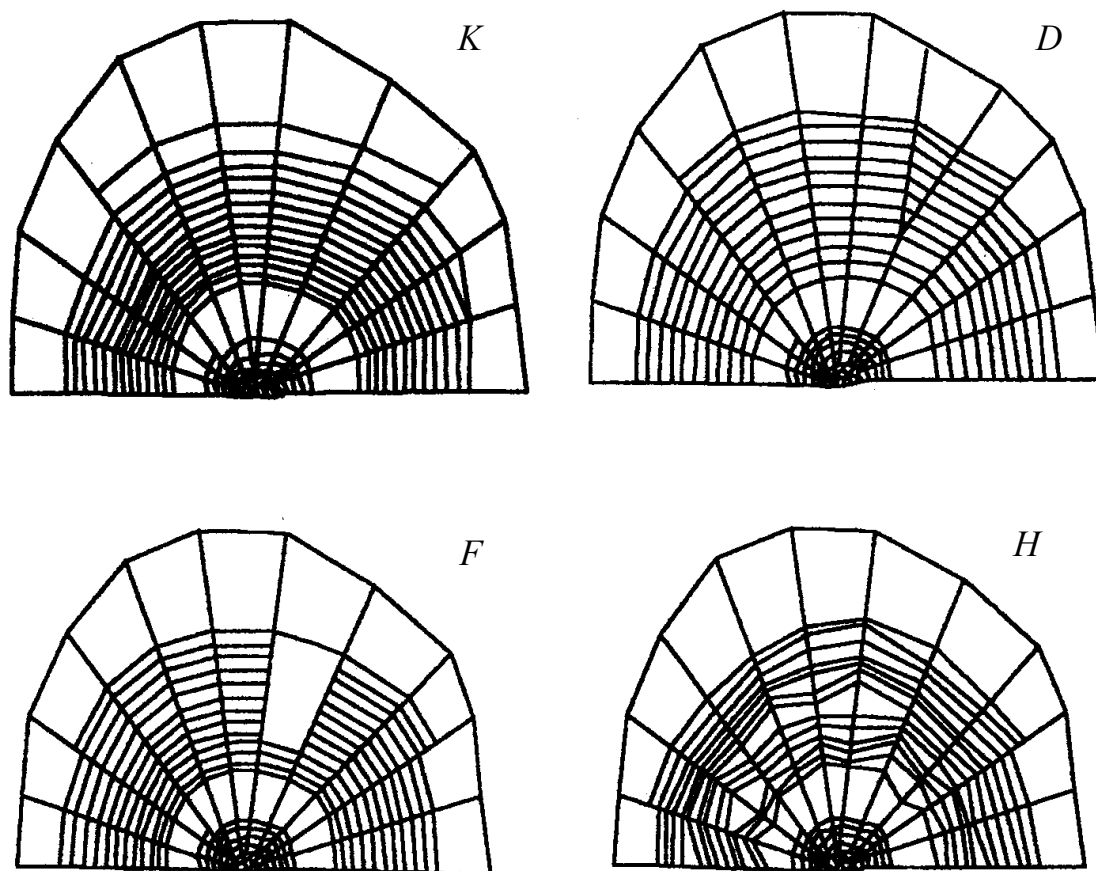


Рис. 3. Типы аномалий в ловчих сетях пауков-кругопрядов:
K – фрагмент эталонной ловчей сети; *D* – раздвоение радиуса;
F – отсутствие ловчих нитей в секторе;
H – ломаная ловчая спираль

С целью выяснения особенностей в поведенческой реакции пауков при действии химических веществ использовалась аминная соль, раствором которой из пульверизатора опрыскивались сетки пауков-крестовиков. В результате проведенных исследований выяснилось, что в зависимости от концентрации раствора аминной соли происходит увеличение общего количества нарушений структуры ловчих сетей с преобладанием аномалий *C*-типа. Аномалии *C*-типа выражались в нарушении параллельности по секторам клейких ловчих нитей паутины. При повышении концентрации аминной соли количество непараллельных секторов увеличивалось, росло число других видов аномалий – асимметричность всей сети, полностью аномальные сети. Необходимо отметить, что в районах нефтезагрязнений пауки практически не встречались, не выживали и насекомые.

Количественный учет ловчих сетей пауков, проведенный ранним росистым утром, может быть использован в качестве биоиндикации массового скопления летающих насекомых. Вдоль рек и озер плетет свои круговые горизонтальные сети паук-кругопряд семейства *Tetragnathidae*. Ловчие сети тетрагнат хорошо структурированы. Ареал их распространения широк: зона тайги, Камчатка, Средняя Европа, Казахстан, Туркмения. Повышение численности тетрагнат связано с активным вылетом приводных насекомых.

1.5. Нарушения в онтогенезе биосистем

Онтогенез – индивидуальное развитие организма от зародыша до смерти. Биологический период жизни каждого организма в зависимости от вида биосистем колеблется от суток до тысячи лет (дерева). В процессе онтогенеза проявляются способности организма к выживанию и созданию репродуктивного потомства. Развитие особи происходит нормально только в определенном диапазоне экологических факторов.

В процессе индивидуальной жизни каждая особь отличается от других особей данного вида. Индивидуальные особенности особей определяют полиморфизм популяции, вероятность разнообразия признаков будущей популяции с помощью естественного отбора реализуется в онтогенезе. Информация, выявленная в процессе индивидуального развития, обладает высокой прогностической ценностью. Все адаптационные изменения в онтогенезе можно разделить на индивидуальные и видовые.

К видовым приспособлениям относят смертность особей на различных этапах индивидуального развития, тератогенез – врожденные аномалии развития, препятствующие нормальному размножению, и нарушения в репродуктивной системе: сперматогенезе, оогенезе.

К индивидуальным адаптациям относится комплекс физиологических механизмов, обеспечивающих гомеостаз и гомеорезис организма. Хроническое воздействие электромагнитных полей при увеличении напряженности приводило к повышению частоты колебаний физиологических показателей индивидуальной адаптации в постнатальном онтогенезе белых мышей, в то время как показатели видовой адаптации животных изменялись по амплитуде (Карта-

шев, 2000). Увеличение по амплитуде показателей видовой адаптации в онтогенезе сопровождалось летальностью наиболее неустойчивых особей. При последующем увеличении интенсивности воздействующего фактора и частоты колебаний показателей индивидуальной адаптации происходил срыв систем гомеостаза, развивались патологии, приводящие к летальному исходу. Следовательно, в онтогенезе животных формировалась модель амплитудно-частотного типа развития адаптивных реакций.

Все устойчивые этапы онтогенеза – эмбриональные, личиночные и постнатальные – разделены критическими периодами, в которых осуществляется переход от одного типа возрастного гомеостаза к последующему возрастному этапу. Критические периоды являются чувствительными этапами индивидуального развития организма. В критические периоды энергетические и метаболические ресурсы направлены на создание относительно нового организма, соответствующего новому возрастному состоянию, и защитные механизмы адаптации наименее устойчивы к действию негативных факторов. Критические периоды, как правило, ограничены во времени и защищены поведенческими алгоритмами.

Хронические антропогенные факторы, не вызывающие серьезных изменений в возрастных периодах онтогенеза, оказывают существенное биологическое влияние в критические периоды развития. Хроническое действие переменного электрического поля (40 В/м, 50 Гц) приводит к выраженным нарушениям в системе надпочечных и щитовидной желез в критические периоды развития организма животных (Карташев, Большаков, 2005). Необходимо отметить, что современные предельно допустимые концентрации (ПДК) вредных веществ и предельно допустимые уровни (ПДУ) физических воздействий разрабатывались без учета критических периодов индивидуального развития животных и человека. В качестве биоиндикаторов онтогенеза целесообразно использовать наиболее чувствительные этапы онтогенеза. Таким этапом, по мнению большинства исследователей, является эмбриональный период развития живых организмов.

Как правило, эмбриональные изменения носят неспецифический характер, по ним оценивают общую экологическую напряженность и только в отдельных случаях при проведении дополнительных экспериментальных исследований может быть выявлена специфичность

повреждающего фактора (табл. 2). Различного рода тератогенные изменения растений и животных успешно используются в качестве индикаторов степени загрязнения биогеоценозов.

В качестве показателей анализировалась частота встречаемости различных отклонений в развитии деревьев: карликовость, ветвистость, компактность, образование наростов на стволах. Для оценки репродуктивной способности растений использовалась плодовитость, асинхронность в развитии соцветий, степень стерильности соцветий, бутонов и пыльцы.

Таблица 2

Соотношение мутагенных, гонадотропных и эмбриональных эффектов техногенных факторов

Фактор	Мутагенность	Гонадотропность	Эмбриотропность
Этиленимин	+	+	+
Хлоропрен	+	+	+
Окись этилена	+	–	–
Уретан	+	–	+
Тетрациклин	+	+	+
Винилхлорид	+	–	–
Пирролидин	–	+	–
Динил	–	–	+
Капролактан	–	+	+
Диметилформаид	–	–	+
Фенол	–	+	+
Бензол	+	–	+
Бензин	–	+	+
Бензопирен	–	–	+
НСI	–	–	+
2, 4, 5 - Т	+	+	+
Радионуклиды	+	+	+
Электромагнитные поля	–	+	+
Шум > 90 дБ	–	–	+
Кадмий	–	+	+
Ртуть	–	+	+
Цинк	–	+	+

При развитии икринок форели в среде с бензопиреном в концентрациях, соответствующих загрязненным рекам, повышалось в четыре раза число морфологических аномалий: отсутствие пигмен-

тации, деформация позвоночника, аномальное развитие или отсутствие глаз. Аналогичные изменения отмечались при действии малатиона на лягушечью икру. Неоднократно наблюдались случаи появления уродливых птенцов при попадании в корм полихлорбифенилов (ПХБ). Задержка в развитии, росте и созревании организмов является чувствительным биоиндикаторным показателем загрязнения окружающей среды. Дафнии при загрязнении водоемов откладывали в выводковую камеру неоплодотворенные яйца, из которых выходят только самцы. Установлено, что растворенные хлорорганические вещества прекращают развитие некоторых видов морского фитопланктона. Токсины цианобактерий при загрязнении водоемов органикой угнетают рост пресноводных рыб.

Для оценки репродуктивной функции достаточно универсальным тестом являются процессы сперматогенеза и оогенеза. Процесс сперматогенеза за исключением небольших вариаций остается неизменным у всех беспозвоночных и позвоночных животных и состоит из образования диплоидных сперматогоний, сперматоцитов, делений с образованием гаплоидного числа хромосом – сперматид, и их дифференцировкой в сперматозоиды. Конечным результатом всех адаптивных реакций организма является численность потомства. Изменения в системе сперматогенеза и оогенеза использовались в качестве одного из универсальных биотестов при оценке устойчивости биосистем к антропогенным загрязнениям окружающей среды. В наших исследованиях выявлен дифференцированный характер изменений в системе сперматогенеза мышей в зависимости от природы действующего фактора. Хронические дозы радиации 5 рад приводили к нарушениям в делении сперматогоний, хроническое воздействие переменного электрического поля (40 кВ/м, 50 Гц) вызывало нарушения при дифференцировке сперматид в сперматозоиды. Как в первом, так и во втором случае наблюдалась стерильность организма в более раннем возрастном периоде, чем у группы контрольных животных (Карташев, 2001). Достаточно эффективным показателем является количество находящихся на последней стадии зародышей в икре лягушек и рыб. У мышевидных грызунов при ухудшении экологических условий происходила резорбция, или рассасывание, эмбрионов. Гистоморфологическими методами можно определить первоначальное число эмбрионов.

Немаловажное значение в индивидуальном развитии животных имеют онкологические заболевания, провоцируемые токсическими веществами антропогенного происхождения. Практически все виды животных, обитающих в различных средах, чувствительны к загрязнениям. В связи с тем что патологические процессы онкологических заболеваний протекают по общему механизму, выявление частоты их встречаемости у животных может стать перспективным направлением биоиндикационной оценки состояния природной среды. Методики определения онкологических заболеваний животных сравнительно нетрудоемки, позволяют обнаружить очаги заболеваний и сделать ретроспективные выводы о вероятности развития онкогенеза у проживающих в данном районе людей.

1.6. Популяционно-видовой уровень биоиндикации

Все виды животных организмов в естественных условиях представлены конкретными популяциями. В современной экологии популяции живых организмов рассматриваются как элементарные единицы микроэволюции, способные реагировать на изменения среды перестройкой генофонда. Под влиянием антропогенных факторов одни популяции вымирают, другие, более устойчивые и проще организованные, расширяют ареалы обитания. К первому типу видов животных и растений можно отнести сокращающиеся популяции, занесенные в Красную книгу. Численность данных видов является индикатором экологического благополучия рассматриваемого района. Элиминация видов из среды обитания рассматривается как изменение эволюционно сложившихся природных сообществ (Мелехова, Сарапульцева, Евсеева и др., 2010).

Растения. Размеры ареалов популяций растений существенно зависят от газодымных выбросов. В многолетних наблюдениях загрязненности как биоиндикатор использовался дымоустойчивый вид накипного лишайника (*Liecanora coniza-coides*), который встречается на всех древесно-кустарниковых породах (Шуберт, 1988). Снижение обилия лишайников коррелирует с концентрацией SO₂ в воздухе. Водное растение чилим (*Trapa natans*) распространено только в чистых, незагрязненных водоемах. Значительное сокращение чилима в реках и озерах Европы происходило в результате увеличения концентрации углеводов.

Аэрозоли ZnO, PbO, Fe₂O₃, Al₂O₃ и NCl отрицательно влияют на рост пихты, ели и сосны. Необходимо отметить, что пихта чувствительна к атмосферным и гидрологическим загрязнениям. Картирование ареалов пихты в многолетней динамике может использоваться в качестве оценки степени загрязнения атмосферы промышленными предприятиями. Высокой устойчивостью к SO₂ обладает японская лиственница. Вытеснение лиственницы обыкновенной свидетельствует о неблагоприятной экологической ситуации. По отношению к тяжелым металлам можно выделить ряд устойчивых растений: подорожник устойчив к мышьяку и окисям свинца автомобильных газов; полевица (*Agrostis tennis*) устойчива к меди; смолевка хлопущка, фиалки (*Viola calaminaria*), армерия Галлера, армерия приморская растут на старых отвалах медных рудников.

Весь комплекс антропогенных воздействий в первую очередь оказывает влияние на растительность, изменяет эволюционно сложившиеся ареалы популяций растений. Для оценки и прогнозирования экологических ситуаций необходимы исследования, составление подробных геоботанических карт и разработка на их основе долгосрочных комплексных рекультивационных мероприятий в зависимости от целевого использования природных территорий.

Беспозвоночные. Используя популяции беспозвоночных животных в качестве биоиндикаторов, можно охватить все известные среды обитания биосистем. Популяционные показатели позволяют оценить антропогенное влияние на беспозвоночных, учесть антагонизм, синергизм воздействия загрязнителей и модификацию их экосистемными процессами.

Биоиндикаторами служат виды животных, жизненные функции которых коррелированы с факторами внешней среды. Наблюдаемые изменения показателей состояния популяций необходимо соотносить друг с другом или с контролем по схеме, предложенной G. Stocker (1981).

Абсолютные стандарты

1. Сравнение с характеристиками объектов, находящихся вне зоны воздействия.
2. Сравнение с экспериментальными результатами.
3. Сравнение с характеристиками объектов, полученными в прошлом.
4. Изучение градиента изменений одного и того же объекта.

Относительные стандарты

1. Выявление корреляций с пространственно-временными изменениями условий обитания.

2. Выявление эталонных объектов, незначительные антропогенные влияния.

3. Сравнительный перекрестный анализ по абсолютным и относительным стандартам.

Выделяют следующие группы основных индикаторов:

1) реагирующие на нарушения экологической ниши – виды-указатели;

2) аккумулирующие загрязняющие вещества – тест-виды;

3) устойчивые к загрязнениям виды-восстановители.

Выбранные виды должны обладать малой подвижностью, быть массовыми, широко распространенными, однородными в таксономическом плане, с исследованной популяционной структурой, обладать широкой индикационной пластичностью.

Наиболее широко используемые виды беспозвоночных по основным типам антропогенных загрязнителей представлены в табл. 3.

В качестве индикаторов используются различные группы беспозвоночных, в лучшей степени вопрос разработан для почвообитающих и водных видов (Карташев, 2014).

Анализ коэффициентов корреляции между уровнями загрязнений, определяемыми техническими средствами и отловом в почвенные ловушки представителей энтомофауны, позволил выявить, что для индикации SO₂ могут быть использованы стафилиниды и тараканы (коэффициенты корреляции –0,649 и –0,535 соответственно); оксидов азота – жуужелицы (–0,63); фтора – долгоносики (–0,52), полужесткокрылые (–0,48) и жуужелицы (– 0,47).

Таблица 3

Беспозвоночные – индикаторы антропогенных загрязнений

Тип воздействия	Виды беспозвоночных	Реакции на популяционном уровне
CO ₂ , NO ₂ , SO ₂	Ночные бабочки, сетурнии, медведицы, пяденица, божья коровка	70 % темноокрашенные мутанты
	Клещи – орибатида, сеноеды, саранчовые, листоеды, пауки-крестовики, муравьи, мухи-журчалки	Снижение численности

Тип воздействия	Виды беспозвоночных	Реакции на популяционном уровне
	Короеды, листовертки, моли-пестрянки, клопы-подкорники, трипсы, сосущие насекомые, тли, хермесы, трубковерты, долгоносики, моли-чехлоносики, побеговьюн, выемчатокрылая моль, пяденицы, волнянки, сосновый бражник, сосновая совка, пилильщики, звездный ткач, стафилиниды, сосновые лубоеды	Увеличивают численность
Тяжелые металлы	Пластинчатоусые, жужелицы – концентрируют цинк	Изменения в плотности расселения
	Пчелы	Накапливают свинец и кадмий в меде
	Пластинчатые жуки, злаковые мухи, коконопряды	Накапливают свинец, кадмий, никель
	Подкорник (<i>Aradus cinnamomeus</i>)	Плотность популяции пропорциональна градиенту загрязненности
Радионуклиды	Кузнечики, кошенили	Накопление цезия и стронция в 2–5 раз
	Тли (0,05–5 кР)	Снижается плодовитость
	Совки и пяденицы	Накапливают радиоактивные аэрозоли и разносят на большие расстояния
	Муравьи и термиты	Накапливают радионуклиды
	Пчелы (5 кР)	Облучение приводит к распаду колоний

Изменение условий местообитания отмечалось у короедов в загазованных насаждениях, что выражалось в заселении несвойственных им участков ствола, искривлении маточных ходов и отсутствии отдушин для видов, обитающих под толстой корой. При исследовании чешуекрылых фитофагов в зоне загрязнения комбината «Североникель» М.В. Козловым (1990) установлено изменение характера

распределения мин первичных беззубых молей семейства *Eriocranidae*, выражающееся в переходе от равномерного распределения по кронам берез к преимущественно групповому в нижнем ярусе крон. Большой интерес вызывают изменения структуры популяции фитофагов при действии антропогенных факторов – размещение фитофагов по частям листа, листьям годичного побега, типам побегов, ярусам кроны растений, характер распределения колоний и особей. Перспективным представляется использование в качестве биоиндикатора популяционной структуры: пространственной, временной, возрастной, ловчих сетей и семейных домиков пауков.

Наиболее многообещающей группой беспозвоночных для использования в качестве биоиндикаторов химического загрязнения почвы являются дождевые черви, раковинные амёбы, почвенные инфузории и нематоды (Карташев, Смолина, 2011). В одном гектаре земли находится от 300 тысяч до нескольких миллионов дождевых червей, которые пропускают через свое тело от 2 до 5 г почвы в сутки, перерабатывают растительные остатки и роют ходы глубиной до 1,5 м. Длительность жизни дождевых червей составляет от 4 до 6 лет – период, в течение которого в теле животного могут накапливаться токсины, тяжелые металлы и радионуклиды. Численность червей, их возрастная структура использовались в качестве биоиндикаторов при проведении экологического мониторинга почв. Последующий химический анализ организма животных позволил определить доминирующие токсические факторы, снижающие численность дождевых червей и загрязняющие почвенный слой.

Класс насекомых считается самым многочисленным и многообразным по количеству представленных видов в биосфере. Обладая относительно небольшим периодом индивидуальной жизни – от месяца до нескольких лет, насекомые способны в большей степени, чем другие животные, видоизменяться и адаптироваться. Практически все антропогенные изменения окружающей среды можно прогнозировать на основе биотестирования насекомых. Нарушение трофического поведения гусениц тутового шелкопряда отмечено при действии фтора. Изменение роющей активности муравьев *Formica polycten* при действии пестицидов коррелирует с их выживаемостью. При действии инсектицидов наездники-бракониды переставали откладывать яйца в тела тлей и совершали чистящие движения (Козлов, 1990). Общее физиологическое состояние организма

насекомого, определяемое по количеству гемоцитов, хорошо коррелирует с загрязнением сернистым ангидридом и тяжелыми металлами.

В ряде случаев наблюдалось повышение устойчивости насекомых к инфекционным заболеваниям. Гусеницы соснового шелкопряда в зоне среднего антропогенного загрязнения оказались в 2 раза более устойчивыми, чем гусеницы из чистых местообитаний. Наблюдалось отсутствие летней диапаузы у жуужелиц *Nebria brevicolor* в зоне загрязнений тяжелыми металлами. Нарушение коммуникационного поведения сообществ муравьев, пчел отмечалось при повышении содержания соединений меди, цинка, хрома, солей ртути, кадмия, свинца.

Отсутствие муравейников в типичных биоценозах может использоваться при биотестировании тяжелых металлов. Обычно радиус охотничьих троп лесного муравейника 50–100 м. С большой уверенностью можно считать, что в этом же радиусе снижена численность иксодовых клещей. Достаточно широкое распространение получило определение концентрации тяжелых металлов и других токсических соединений в меде и прополисе. Собирая пробы меда и прополиса в различных регионах, можно составить подробную карту их загрязненности и осуществлять мониторинг экологического состояния окружающей среды.

Переменное электрическое поле линий электропередачи (ЛЭП) и подстанций при напряженности 10 кВ/м и выше изменяет траекторию полета крупных насекомых: стрекоз, бабочек. У бабочек в результате наведенного электростатического заряда при полете через ЛЭП в непосредственной близости от проводов наблюдается эффект «схлопывания». Бабочки падают на землю, «разряжаются» и поднимаются в воздух (Орлов, 1990).

В водоемах оценка степени загрязненности проводилась на основе анализа донных сообществ и зоопланктона (Гиляров, 1987; Макрушин, 1974). Разработанная система показателей включает: численность донных беспозвоночных N (колич./кв. м); биомассу донных беспозвоночных B (г/кв. м); количество таксонов S ; индекс видового разнообразия H ; индекс доминирования d ; индекс сапробности Y_s ; хирономидный индекс K ; олигохетный индекс H_g ; биотический индекс W . В соответствии с принятыми классами чистоты пресных вод по пятибалльной системе устанавливается шкала присутствия донных беспозвоночных:

III класс – слабая загрязненность, личинки насекомых, хирономиды, ручейник, моллюски, зоопланктон;

IV класс – умеренная загрязненность, олигохеты – трубочник, хирономиды, моллюски;

V класс – сильная загрязненность, трубочник.

Следовательно, в чистых водоемах биоиндикаторы ручейник и личинки насекомых. В загрязненных водоемах трубочник – индикатор органической загрязненности; хирономиды (мотыль) аккумулируют тяжелые металлы и радионуклиды. По данным А.И. Рузаевой (1998), в водоемах г. Северска, загрязненных радионуклидами в результате регулярного сброса жидких отходов радиохимического завода, присутствуют панцирные коловратки – брахиониды и хидориды.

Общей характеристикой сильно загрязненных водоемов является тенденция к уменьшению и исчезновению в составе зоопланктона фильтраторов с преобладанием собирателей и хватателей (табл. 4).

Таблица 4

Биоиндикационные характеристики различных вод
(Фелленберг, 1966)

Критерий	Низкая загрязненность (олигосанпробы)	Средняя загрязненность		Высокая загрязненность (полисанпробы)
		β -мезосанпробы	α -мезосанпробы	
Содержание O ₂	8 мг/л	6 мг/л	2 мг/л	< 2 мг/л
БПК ₅	1 мг/л	2–6 мг/л	7–13 мг/л	15 мг/л
Кол-во планктона	Малое	Большое	Среднее	Отсутствует
Видовой состав	Аэробные бактерии, водоросли, коловратки, планарии	Нитевидные бактерии, водоросли, креветки, улитки	Анаэробные бактерии, сине-зеленые водоросли, простейшие, пиявки, трубочник	Сине-зеленые водоросли, трубочник, хирономиды, ресничные инфузории, грибы
Рыбы	Лососевые	Много разных видов	Мало видов	Отсутствуют

Известны примеры использования биоиндикации на предприятиях. Так, контроль за экологическим состоянием воздуха в районе завода по сжиганию осадка сточных вод в Петербурге осуществлялся представителями животного мира. Речные раки контролировали состояние воды, гигантские африканские улитки следили за чистотой воздуха. Зоологи предприятия «Водоканал Санкт-Петербурга» рассказали, что брюхоногие моллюски *Achatina* дышат воздухом с примесью дыма, выходящего из трубы завода. К их раковинам прикреплены оптоволоконные датчики сердцебиения и двигательной активности. Показания приборов о функциональном состоянии животных считываются с помощью специальной программы в автоматическом режиме. Если все улитки начинают хуже себя чувствовать, система подает сигнал и специалисты выясняют причины ухудшения состояния воздуха.

Система биомониторинга воздуха на границе санитарно-защитной зоны завода реагирует не только на значительные по величине изменения степени загрязненности воздуха. На заводе есть индикаторная «спецгруппа» улиток. По их состоянию фиксируется накопление негативного влияния на здоровье, связанного с хроническим токсическим воздействием загрязняющих веществ, выбрасываемых с дымовыми газами. Биоэлектронная система разработана учеными Санкт-Петербургского научно-исследовательского центра экологической безопасности.

Предварительный и далеко не полный анализ возможностей беспозвоночных как индикаторов степени экологической загрязненности показывает актуальность разработки биоиндикационных методов с использованием беспозвоночных животных.

Рыбы. Необходимо отметить одну характерную для всего класса биоиндикационную черту. Виды рыб, обладающие высокими вкусовыми и питательными качествами, живут и нерестятся в чистых, не загрязненных водоемах. Для нормального нереста ценных в промысловом отношении рыб (сиг, лосось, осетр, стерлядь, хариус, форель) необходима чистая холодная вода с максимальным количеством растворенного в ней кислорода. Все наиболее ценные морские продукты – омары, угри, миноги и т.д., для сохранения своей популяции нуждаются в чистых, не загрязненных водах. Карповые – лещ, язь, карп, елец, карась – хорошо размножаются в теплых и загрязненных водах. Естественно, что соотношение численности

популяций ценных промысловых рыб и общей численности рыб является индикатором степени загрязненности водоемов. В данном случае экономические интересы общества совпадают с экологической целесообразностью. К видам, наиболее устойчивым к органическим, радионуклидным загрязнениям и загрязнениям тяжелыми металлами, относятся популяции карася, карпа, леща и голяна. Представителями чистой воды являются речная минога, таймень, хариус, сиговые, лососевые, осетровые и т.д. У рыб, планктона и моллюсков при закислении водоемов и $pH < 5,2$ нарушается обмен Ca^{++} . У моллюсков разрушаются раковины, у рыб нарушается минеральный обмен. При $pH < 4,5$ из силикатов выщелачиваются ионы алюминия (Al^{+++}), что вызывает некрозы тканей организма рыб и их гибель.

Одной из основных характеристик популяции рыб является возрастная структура. В экологически устойчивых водоемах все три группы представлены приблизительно в равных соотношениях. Наличие старых крупных особей всегда являлось индикатором природной чистоты водоема. При загрязнении водоемов наряду со снижением видового разнообразия увеличивается численность молодых особей, карликовых с ускоренным периодом созревания. Высокая выживаемость голяна в загрязненных техногенными выбросами водоемах Томской области объясняется способностью рыб к многократному нересту в течение одного сезона (Юракова, 1989). Рыбы откладывали икру, вылупившиеся мальки на 80–90% не доживали до взрослого состояния, происходил повторный нерест и т.д. В сильно загрязненных водоемах при отловах доминировали молодые недоразвитые особи популяций устойчивых к загрязнению рыб. В реках, где уровень радиоактивности на поверхности колеблется от 30 до 700 мкР/ч, наблюдались различные морфофизиологические изменения в организме карася, сазана, судака и щуки: пучеглазие ~ 5%, отечность тела и брюшка ~ 5–25%; полное разрушение структуры чешуи ~ 7%; частичная дезориентация чешуи ~ 5–16%; структурные нарушения в семенниках рыб ~ 8–25%; частичная дегенерация ооцитов ~ 8–25%; недоразвитие гонад ~ 8–13% ; полная дегенерация ооцитов ~ 9–12 %; деформация ооцитов ~ 14–50% (Юракова, 1992). Следовательно, снижение видового разнообразия, численности ценных в промысловом отношении рыб, уменьшение

размеров и преобладание молодежи в возрастной структуре являются индикаторами ухудшения экологического состояния водоемов.

На северо-востоке Японии, где происходят подземные толчки, страдают не только люди, но и животные. Выяснилось, что птицы и рыбы предсказали землетрясение за несколько месяцев до того, как оно произошло. Несколько месяцев перед землетрясением японские рыбаки вылавливали сетями глубоководную ремень-рыбу. Эта длинная и тонкая обитательница океана, похожая на змею, обычно не поднимается на глубину выше 200 метров. Она массово всплывала перед чилийским и тайванским землетрясениями. Согласно японским легендам рыба-ремень всплывает, чтобы предупредить о надвигающемся землетрясении. Сомовые рыбы очень чувствительны к геомагнитным изменениям. Были попытки использовать эту способность, чтобы предсказывать события. Огромное количество рыбы выбрасывалось на сушу, самые нежные умерли от серных газов в воде.

Наиболее чувствительной формой поведения рыб при изменении физико-химических свойств водоемов является нерестовая миграция лосося, сига, осетра, стерляди, муксуна, хариуса. Известно, что наиболее ценные породы рыб мечут икру в чистой воде при максимальной концентрации в ней кислорода. Ориентация на место нерестилищ происходит у рыб с помощью органов боковой линии и химических рецепторов. Естественно, что всякое химическое и электромагнитное загрязнение рек и озер нарушает нерестовую миграцию рыб. Так, в Томской области в результате активной добычи нефти и загрязнения рек, по данным А.Н. Гундризера, нарушена сезонная миграция осетровых. Полупроходная рыба муксун поздней осенью приходила на нерест в реки Томь, Чулым и другие малые реки. Регулярные сбросы в Томь токсических веществ, включавших фенолы и другие органические соединения, привели к загрязнению реки и снижению численности нерестовых косяков муксуна. Муксун стал нереститься в низовьях Томи и Оби. Перестроечная волна закрытия предприятий значительно снизила количество сбрасываемых токсических веществ в реку Томь. И в течение 1993–1997 гг. наблюдалось увеличение численности нерестящихся косяков муксуна в Томи. Аналогичная ситуация наблюдалась и в некоторых малых реках Кемеровской области, где за последние пять лет появились не встречавшиеся более 30 лет хариус, таймень и речная минога.

Современное строительство нефтепроводов и газопроводов, пересекающих речные бассейны, и антикоррозийная электрохимическая защита трубопроводов, когда на поверхность трубы подается электростатический потенциал 8–36 В, а в случае появления коррозии и ток, равный 2 А, также препятствуют нерестовой миграции рыб. В области нефтепровода наблюдалась задержка сезонной и нерестовой миграции: стерляди – в 2–3 раза, муксуна – в 3–6 раз (Карташев, Прохоров, Похаруков, 2010). По данным А.В. Яблокова, электрические поля пересекающих Волгу высоковольтных линий электропередачи нарушали миграцию осетровых рыб.

Экспериментальные исследования показали, что незначительное количество ДДТ и хлорофоса вызывает угнетение дыхания и авитаминоз у беспозвоночных гаммарид и рыб. Сотрудниками МГУ разработана методика контроля качества воды при фенольном загрязнении, основанная на характерном изменении поведения рыб. Используя как индикатор рыб *Micropterus salmoides*, зарегистрировали в воде концентрации ртути – 0,05 мг/л, меди – 0,05 мг/л, кадмия – 0,2 мг/л, фенола – 0,5 мг/л, аммония – 1 мг/л, цианидов – 0,05 мг/л. Значительное повышение загрязненности водоемов органическими отходами, тяжелыми металлами и радионуклидами приводило к изменению морфологии организма рыб. Наибольшие нарушения наблюдались в плавниках рыб, особенно в спинном плавнике. По данным Т.В. Юраковой (1998), у гольяна из реки Казанки Томской области в спинном плавнике происходило сокращение числа отростков, иногда наблюдалось их увеличение. Интересную трансформацию, по данным того же автора, претерпел карась, обитающий в речке с повышенной радиоактивностью. Известно, что караси – гермафродиты, т.е. у них имеются и женские, и мужские половые органы, но начиная с 1990 г. в речке регулярно отлавливали разнополых карасей.

Амфибии и рептилии. Они могут быть названы индикаторами чистых или умеренно загрязненных мест обитания. Проживая в местах с повышенной влажностью, в низинах, где образовывались небольшие водоемы при стоке вод, собирающие все токсичные вещества с большой поверхности, амфибии и пресмыкающиеся, вероятно, в большей степени подвергаются воздействию техногенных загрязнений. Необходимо отметить большую ценность лягушек и жаб, которые уничтожают вредителей сельскохозяйственных культур –

слизней, личинок, жуков и других беспозвоночных. Повышение численности популяций лягушек и жаб на мичуринском участке – хороший индикатор его экологического благополучия. Для оценки загрязненности территории удобно пользоваться относительным учетом амфибий. Весной около небольших водоемов собираются жабы, количество икры жаб и лягушек можно соотнести с относительной численностью головастиков на различных стадиях развития, которые питаются водными растениями и растительными отходами.

Питание змей разнообразно. В лесной зоне Сибири более 50% составляют мышевидные грызуны, на которых паразитируют иксодовые клещи – переносчики энцефалита и болезни Лайма. Увеличение численности популяции змей способствует снижению численности мышевидных, препятствует распространению заболеваний.

Предки всех сухопутных позвоночных – лягушки, жабы, тритоны, змеи, ящерицы, полозы, черепахи и крокодилы в большей степени, чем остальные виды, подверглись антропогенному влиянию и почти повсеместно охраняются. Сокращение мест их обитания отрицательно сказывается на численности популяций и видовом разнообразии. Наличие этих представителей в природной среде можно рассматривать в качестве индикатора относительного экологического благополучия. По данным американских исследователей, полициклические ароматические углеводы (ПАУ), попадающие в водоемы с нефтью, у хвостатых амфибий (*Ambistoma trigrinum*) вызывают на коже новообразования и цисты. По данным В.Н. Курановой (1992 г.), в районе г. Северска Томской области морфологические уродства у сеголеток остромордой лягушки достигают 34–46%. Наиболее выраженные аномалии в развитии амфибии отмечались в районе водного сброса радиохимических отходов в р. Томь: необычная пигментация кожных покровов ~ 2%; врожденные уродства конечностей – отсутствие части или всей передней и задней конечности ~ 4%; повышенная васкуляризация кожи, выражающаяся в расширении капилляров и мелких сосудов, множественных кровоизлияниях под эпидермисом и т.д., ~ 45%.

В качестве одного из эмбриотропных биотестов использовалась икра амфибий: в зависимости от стадии ее созревания по количеству отклонений и уродств оценивалась степень антропогенного влияния на популяцию. Анализ поведения рептилий привлекали для прогнозирования стихийных бедствий: оползней, наводнений,

землетрясений. В исследованиях китайских и казахстанских ученых собран большой материал по миграциям рептилий, нарушению зимней спячки и другим изменениям в поведении животных в периоды, предшествующие землетрясениям.

Птицы. По отношению к местообитанию птицы консервативны. Каждый вид и подвид занимает определенный район. Гнездование птиц ежегодно происходит на одном и том же участке – гнездовой территории. Перелетные птицы, как правило, возвращаются к месту своего гнездования.

Естественно, что особенности гнездовой экологии птиц широко используются в качестве индикатора экологического состояния района. Наряду с изучением естественных кладок орнитологи используют искусственные гнездовья – скворечники со съёмными крышками, чтобы регулярно вести наблюдения за величиной кладки яиц, числом вылупившихся птенцов, их развитием, питанием и сроками вылета. В скворечниках поселяются скворцы, воробьи и другие птицы – дуплогнездники: синицы, горихвостки, поползни, мухоловки. Скворечники позволяют осуществлять контролируемый полевой эксперимент: их можно установить в необходимом для статистической обработки количестве на территориях, которые интересуют эколога. Метод может быть рекомендован для экологического мониторинга. В многолетних исследованиях, проводимых О.Г. Нехорошевым под ЛЭП-500, установлено отрицательное влияние переменного электрического поля на заселяемость скворечников, рост и развитие птенцов. Известны факты, когда под действием ДДТ происходит истончение скорлупы яиц многих хищных птиц: орлана-белохвоста, бурого пеликана. В колонии бурого пеликана массовая гибель яиц произошла вследствие их тонкой скорлупы – они были раздавлены птицами, сидящими в гнезде (Кулини, 1981).

Для большинства птиц характерны весенне-осенние миграционные перелеты. Последние десятилетия миграциям птиц посвящены многочисленные исследования орнитологов. Сокращение мест гнездования птиц, изменение климатических условий, загрязнение среды обитания нарушило древние пути миграции птиц и используется в качестве биологических индикаторов глобального экологического нарушения биосферы. Кочевки, миграции, большие гнездовые и кормовые территории позволяют считать птичье население космополитами биосферы, способными накапливать вредные антропоген-

ные воздействия в широком пространственном ареале. Миграционные пути птиц достаточно хорошо изучены и продолжают интенсивно исследоваться. Гнездовые территории птиц и их численность несложно определять на учетных маршрутах. Популяции птиц использовались в качестве первых биоиндикаторов токсического действия пестицидов. Наиболее чувствительными к вредному влиянию техногенных факторов, по мнению ведущих орнитологов и согласно нашим собственным исследованиям, являются эмбриональный и постэмбриональный периоды выкармливания птенцов.

По данным О.Г. Нехорошева, полученным на основании 15-летних наблюдений за гнездовой экологией скворца обыкновенного, максимальный отход птенцов наблюдается под ЛЭП-500 на шестой день после их появления. Аналогичный критический период для крякв при действии токсикантов установлен американскими исследователями. Необходимо отметить, что численность популяции птиц характеризует, как правило, комплексное влияние антропогенных факторов. Практически все нарушенные места обитания птиц характеризуются увеличением численности врановых. В этом отношении ворон можно считать индикаторами комплексного загрязнения и антропогенной трансформации среды обитания (Карташев, 1999).

Млекопитающие. Учет крупных и средних млекопитающих в качестве биоиндикаторов осложняется охотничьим и браконьерским промыслом. В то же время численность и видовое разнообразие крупных млекопитающих – хороший показатель не нарушенных антропогенным воздействием природных биоценозов. При количественном учете лосей, оленей, косуль широко используется авиация. Более детальную картину численности, видового разнообразия и территориального распределения представляют регулярные учеты по следам на снежном покрове, звериным тропам, лежкам и норам.

Наблюдались изменения миграционных путей лосей и северного оленя, обусловленные строительством нефтепроводов и газопроводов. Остановка и закрытие нерентабельных предприятий Кемеровской области, сбрасывающих токсические отходы в реки, способствовали увеличению численности бобров.

Наиболее информативными с точки зрения оценки загрязненности природных территорий представляются популяции мышевидных грызунов (Шубин, 1980, 1991) – бурозубки, полевки, мыши, крысы.

Мышевидные характеризуются высокой пластичностью, они территориальны, обладают высокой способностью к размножению и распространены повсеместно. Относительные учеты численности мышевидных можно проводить в течение всего года: зимой по количеству следов и отдушин; весной по количеству кормовых столиков, туалетов, нор; летом по количеству попадаемости в живоловушки или ловчие канавки. В благоприятных в экологическом отношении условиях увеличивалось видовое разнообразие, численность, количество самок, количество детенышей в помете мышевидных грызунов. В неблагоприятных условиях значительно сокращалось видовое разнообразие полевков, оставались наиболее устойчивые виды.

При хронических токсических загрязнениях верхнего почвенного горизонта хорошим индикатором является численность популяции кротов, которые живут до семи лет и питаются почвенными беспозвоночными, аккумулируя токсические компоненты. Биоиндикатором загрязнений верхних ярусов биоценоза служит учет популяций летучих мышей, живущих 7–10 лет. Снижение общего уровня загазованности в Кемеровской области соответствовало увеличению встречаемости в сумерках летучих мышей.

Для оценки последствий антропогенного влияния на популяции видов млекопитающих необходимо выявить основные направления в развитии данного процесса. По мнению Н.Г. Шубина (1991), следует использовать такие биологические показатели, как численность особей вида, размеры ареала каждого вида, тип пространственной и временной структуры ареала, размеры животных, продолжительность жизни, плодовитость, смертность, сроки размножения, характер поведения, питание, состав и качество потребляемых кормов, особенности пространственной структуры популяции, половой, возрастной спектр, характер использования территории.

1.7. Биоценотический уровень биоиндикации

Тенсли А. в 1935 г. охарактеризовал особенности биоценозов: «Организмы могут претендовать на то, чтобы мы уделяли им основное внимание, но когда мы более глубоко вдумаемся, то не можем отделить их от конкретной окружающей обстановки, вместе с которой они составляют единую физическую систему. Такие системы,

с точки зрения эколога, являются основными единицами природы на земной поверхности». Биоценозы активно противостоят различным нарушающим воздействиям, перераспределяя функциональные нагрузки внутри системы в пределах устойчивости. В зависимости от совокупности климатических, ландшафтных и других условий формируются биоценозы различного типа: океанические, пресноводные, тропические, лесные, степные, тундровые, обладающие различной устойчивостью и временем восстановления при нарушении их гомеостаза.

Значительные изменения условий среды приводят к изменению структуры биоценозов, один тип биоценоза сменяется другим. Такой процесс носит название сукцессии. Наиболее исследованы восстановительные сукцессии, вызванные нарушением или уничтожением основного природного биогеоценоза в результате пожара, лавины или деятельности человека. Как правило, современные биоценозы в результате антропогенной деятельности в 70% случаев находятся на той или иной восстановительной стадии сукцессии. В случае уничтожения кедрового биоценоза происходит активное развитие разнотравья, сменяющегося кустарниковой растительностью, березой, осиной, сосной, пихтой, елью и только на последнем этапе кедром. Весь процесс занимает от 200 до 500 лет. Следовательно, российское березовое ожерелье – хороший биоиндикатор разрушенных человеком коренных природных биогеоценозов. Сукцессионные ряды построены для многих типов биоценозов, что позволило на основании их видовой идентификации определять этапы восстановления различного вида экосистем.

В этом отношении большой интерес представляют исследования регрессионной сукцессии, когда при воздействии антропогенных факторов происходит последовательная деградация биоценозов. Наблюдения показывают, что такие изменения носят лавинообразный характер с промежуточными стадиями относительной устойчивости в короткие промежутки времени при незначительных, с точки зрения современного человека, антропогенных изменениях среды. В качестве примера можно рассмотреть деградацию второго по величине после Байкала озера Балхаш.

С древних времен на территории степей и полупустыни находилось уникальное озеро Балхаш. Озеро среди барханов является жемчужиной Казахстана. Две реки с горных отрогов Тянь-Шаня несли

свои воды в Балхаш: Или и Каратал. Несмотря на свою относительно небольшую глубину (15–20 м), за многие тысячелетия озеро сформировало уникальную устойчивую экосистему. В самом озере в изобилии водились сазан, осман, маринка, окунь. Камыши и плавни вокруг озера служили надежным укрытием для многочисленных птиц: уток, чаек, пеликанов, цапель, фазанов. Весенние перелеты утиных закрывали солнце, словно тучей. На побережье водились лисы, волки, тигры, кабаны. Успешно акклиматизированная ондатра давала в казну ежегодно до сотни тысяч шкурок. Казалось, ничто в мире не способно нарушить идеальное состояние уникального оазиса среди пустыни.

В начале XX века в Прибалхашье обнаружили залежи меди, построили один из самых крупных горно-металлургических комбинатов, отходы которого, включающие практически всю таблицу Менделеева, с повышенной концентрацией тяжелых металлов без очистки по каналу шириной 10 м и глубиной 1,5 м сплошным потоком ежедневно сбрасывались в озеро. Одна из впадающих в озеро рек перегораживается плотиной с целью создания вблизи г. Алма-Ата Капчагайского водохранилища. На южном берегу озера начинают заниматься рисоводством. Для борьбы с сорняками используется большое количество пестицидов, которые распылялись с самолета и стекали в озеро. В результате ихтиологических разработок местных ученых мужей в озеро запускались новые виды рыб: судак, жерих, сом, осетр, лещ, елец. Стремление к интенсификации животноводства в Прибалхашье привело к необходимости весенне-осенних палов многолетнего камыша прибрежной зоны. В результате таких пожаров гибнет большое количество птиц и животных. Выживших птенцов уток и ондатру уничтожали сомы, популяция которых быстро выросла, но впоследствии снизилась, оставаясь на стационарном уровне.

Можно выделить следующие этапы деградации озера, проходившие с 1960 по 1980 г. в результате антропогенной деятельности. Загрязнение озера отходами медеплавильного комбината, пестицидами, что приводит к заражению, гибели рыбы и водоплавающей птицы. Заселение хищными породами рыб, обусловившее исчезновение эндемиков озера османа, маринки, окуня и значительное сокращение популяций сазана, последующее сокращение рыбных запасов, размножение сорной рыбы ельца и леща и сохранение

соответствующей кормовой базы с невысокой численностью жериха и сома.

В результате снижения уровня воды на 2–3 м и обмеления огромных площадей произошло интенсивное размножение сине-зеленых водорослей, заболачивание прибрежной зоны, что стало причиной исчезновения нерестилищ и усиления процессов деградации озера. В настоящее время озеро Балхаш поделилось на две части: южную, в которую впадает река, более чистую, способную к восстановлению, и северную. Самое любопытное заключается в том, что экологическая катастрофа озера совпала с закрытием рыбозавода, прекращением разведения риса и Капчагайское водохранилище оказалось никому не нужным.

В отношении биоиндикации степени нарушения экосистем может быть достаточно широко использовано правило А. Тинемана: «Чем больше отклонения от оптимума, тем меньше видовое разнообразие, но относительно большее количество оставшихся видов».

Более дифференцированный анализ позволил предложить следующую последовательность деградации экосистем.

1. Исчезновение или уменьшение узкоспециализированных видов, характерных для коренных, сформировавшихся биоценозов.

2. Смена доминирующих видов.

3. Упрощение трофической структуры, снижение видового разнообразия экосистем.

4. Повышение численности или интродукция видов, устойчивых к характеру разрушающего биоценоз воздействия.

5. Элиминация или снижение численности долгоживущих видов и замена их короткоживущими быстроразмножающимися видами.

6. Скачкообразное изменение типа биоценоза, перерождение его в другой, более примитивный, но устойчивый к воздействиям тип.

Чем глубже нарушена структура биоценоза, тем на более ранних стадиях сукцессии формируются устойчивые экосистемы.

Степень биоаккумуляции токсических веществ в водоемах отражает табл. 5.

Снижение первичной продукции водных экосистем наблюдалось при загрязнении хлорорганическими соединениями. При повышении концентрации ДДТ в пресной воде интенсивность фотосинтеза фитопланктона снижалась на 20–50%. Замедление

фотосинтеза на 25–50% у пресноводных водорослей отмечалось при содержании $PbCl_2$ в концентрации 10 мг/л (Шипунов, 1981).

Таблица 7

Биоаккумуляция веществ в водной среде (Яблоков, 1985)

Токсические вещества	Организмы	Коэффициент аккумуляции
Тяжелые металлы	Водоросли, макрофиты, губки, моллюски	1000–100 000
Кадмий	Креветки, грибы	175, в 5 раз
Лептофос	Солнечная рыба	773
Эндрин	Толстоголовый пимефалис	6800
Хлорпирифос	Пимефалис	1700
Кепон	Кариозубик	7400
ДДТ	Пимефалис, устрицы	133000–70 000
ТДЕ	Фитопланктон	333
	Гагара	107000–179000
Ртуть	Рыбы	100–1000
Радионуклиды	Рыбы, коршун-канюк, лось	100–1000

Методика спорово-пыльцевого анализа позволяет определить типы биоценозов в течение тысяч лет (Бляхарчук, 2008) и проанализировать внешние влияния в историческом аспекте.

Одним из наиболее перспективных биоиндикационных методов динамической оценки аэрозольных загрязнений является разработанный в 1970-е годы Ю.А. Львовым метод послойного годового анализа торфяной залежи мхов *Sphagnum fuscum*. Метод позволяет определять вид и степень аэрозольных загрязнений. Проведенные А.П. Бояркиной (1998) исследования динамики изменения содержания железа, кобальта, скандия по аэрозолям торфяника вблизи г. Томска с начала XX века хорошо коррелируют как с развитием промышленности, так и с динамикой основных форм раковых заболеваний жителей города.

1.8. Ландшафтный уровень индикации

Элементарной ландшафтной единицей является экотоп, который включает физиотоп, биотоп и форму землепользования. В свою очередь физиотоп включает морфотоп, педотоп, гидротоп и климатотоп. Биотоп состоит из фитотопа и зоотопа, которые являются биологическими индикаторами.

Тип растительности, связанный с соответствующей формой местообитания, характеризует вид ландшафта. Для описания ландшафта в зависимости от поставленных задач используются ландшафтные карты разной размерности. С целью оценки степени антропогенных изменений ландшафта проводят сравнительный анализ современных карт с картами, составленными на основании архивных данных. Сравнение позволяет моделировать естественную растительность, что дает возможность оценить вероятность выживания коренных биоценозов, потенциальное и реальное видовое разнообразие, направление рекультивационных работ по сохранению природных биоценозов. Основой ландшафтного картирования является аэрофотосъемка, которая дополняется во время маршрутных исследований, состоящих в уточнении микрорельефа, типа растительности, размера биоценозов, местообитаний видов растений и животных, занесенных в Красную книгу, и т.д.

Подробная ландшафтная карта является основой любой проектной деятельности государственных и коммерческих организаций при использовании природных территорий. Аналогичная карта используется при кадастре сельскохозяйственных земель.

Тип растительности, область ее распространения в динамике позволяют судить о скорости сукцессионных процессов, о степени влияния антропогенных факторов, приводящих к деградации биоценозов: опустыниванию, сокращению ареалов лиственных лесов.

Современное потепление климата, обусловленное 500-летним повышением средней годовой температуры и усиливающееся в результате парникового эффекта, вызвало подтаивание криолитозоны – зоны вечной мерзлоты. Ледники во всем мире отступают, что, вероятно, продолжится до 2300–2400 гг. (Некрасов, 1991). Подтаивание языков криолитозоны в Сибири и Северной Америке приводит к увеличению количества болот и озер, изменению рельефа местности, созданию критических ситуаций в процессе

пространственного размещения инфраструктуры газовой и нефтяной отрасли (Кирпотин, 2009).

Использование ландшафтной индикации, основанной на оценке степени замещения северных растительных сообществ биоценозами умеренной зоны, позволяет оценить скорость отступления криолитозоны, масштабность происходящих изменений и возможный экономический урон при последующей трансформации рельефа местности. По прогнозам, активный процесс подтаивания южной границы вечной мерзлоты достаточно активно будет развиваться в ближайшие 50–100 лет и современная растительная структура Западной Сибири начала трансформироваться.

Самым вариабильным, чутко реагирующим на изменение устойчивости биосферы является климат. Современные изменения климата – тайфуны, наводнения, снегопады в южных районах, потепления в северных районах — указывают на нестабильность в биосфере как результат отрицательного влияния антропогенных факторов.

Трудно переоценить значение интегральных показателей экологических систем, усредненных в больших пространственно-временных масштабах. Дистанционные методы космического спектрального анализа позволяют проводить интегральную оценку экологического состояния природных ресурсов в масштабе всей планеты (Израэль, 1984). Еще в 1970-е годы советскими спутниками передавались изображения, позволяющие с высокой степенью точности оценивать пастбищные ресурсы Средней Азии. Зависимость между биомассой и коэффициентом спектральной яркости наиболее выражена в диапазоне 0,59–0,68 мкм. В области 0,28–14 мкм можно определять физиологическое состояние растительности: болезни, стадии вегетации. Гумусность почвы достаточно хорошо коррелирует со спектральной яркостью в видимом диапазоне, что позволяет проводить в большом масштабе картирование почв в зависимости от их типа, засоленности, влажности, степени эрозийности. В диапазоне длин волн 0,7–1,1 мкм можно наблюдать за состоянием водохранилищ и природных водных объектов по положению береговых границ и уровню воды. В области 0,52–0,57 мкм и 0,41–0,48 мкм можно оценивать развитие эвтрофикации, загрязнение водной поверхности нефтью, взвешенными частицами и поверхностно-активными промышленными отходами. Хорошо прослеживаются и антропогенные

шлейфы аэрозолей, распространяющиеся на сотни и тысячи километров. Следовательно, вся совокупность антропогенных загрязнений на планете приводит к изменению альбедо, т.е. интегральной спектральной яркости, что позволяет оценивать уровень антропогенного влияния на биосферу.

1.9. Этапы адаптации биосистем

Анализ литературных данных и собственных исследований по биоиндикации антропогенных загрязнений позволил выявить следующую закономерность в развитии адаптивных реакций биосистем. Если уровень воздействующего фактора не превышает адаптационные возможности организма, популяции и экосистемы, то реакция биосистемы, как правило, носит специфический характер.

Следовательно, можно выделить биоиндикаторы – указатели, которые наиболее специфично реагируют на интересующий нас антропогенный фактор. Используя нормированные биотесты или группу биотестов, можно оценивать уровень конкретного вида загрязнений. Когда уровень воздействующего фактора превышает адаптивные возможности биосистем, развивается неспецифическая реакция их деградации. Формируются устойчивые к воздействиям сообщества. Этапы разрушения биосистем зависят от уровня антропогенных влияний и могут служить индикаторами нагрузки на биосистемы (Карташев, 2014).

Несомненно, что биотестирование антропогенных воздействий является первым шагом в создании экологической системы оценки и прогноза состояния природной среды. Выживаемость крупных млекопитающих, птиц, земноводных, пресмыкающихся, ценных в промысловом отношении рыб и других животных определяется степенью влияния на них антропогенных факторов. Углубление экологического кризиса как в глобальном, так и в региональном масштабе неизбежно будет оказывать влияние на компоненты биосферы. Отсутствие достаточного количества данных и концептуального представления об экологической роли техногенных изменений естественной среды приведет к непредсказуемым катастрофическим изменениям в биосфере. С целью оценки возможных последствий необходимо создание дифференцированной шкалы биоиндикации в зависимости от уровня организации биосистем. Следует на

качественном и количественном уровне проводить интегральную оценку загрязнений различного типа биоценозов, что позволит ранжировать их по степени устойчивости к антропогенным влияниям. На основании выявленных изменений возможно остановить лавинообразный процесс деградации экосистем.

Современный этап оценки экологического состояния природной среды характеризуется все более выраженной тенденцией к созданию комплексных систем экологического мониторинга и разработке концепций биопрогнозирования. Комплексная система физико-химических датчиков контроля состояния окружающей среды и необходимый набор биоиндикационных тестов, функционирующих в реальном масштабе времени, позволят создать основу для последующего экологического прогнозирования. Экологический прогноз может иметь качественную и количественную форму (Биологический контроль окружающей среды, 2000).

В основе количественного прогноза лежат различные математические методы оценки поступающих данных с последующей качественной интерпретацией. В то же время вся совокупность данных экологического мониторинга может быть достаточно широко использована при оптимизации хозяйственной деятельности человека, обосновании стоимости природных ресурсов и оценке реальной способности природной среды к восстановлению.

Представляется целесообразным расширение и углубление научных исследований по биоиндикации антропогенных загрязнений.

2. Биоиндикация нефтезагрязнений

2.1. Дождевые черви – биоиндикаторы нефтезагрязнений

Развитие нефтегазодобывающей отрасли Западной Сибири привело к хроническому загрязнению природной среды нефтью, нефтепродуктами, минерализованными сеноманскими растворами и шламовыми отходами (Карташев, 2007). Использование биоиндикационных методов позволило оценить степень загрязненности и уровень деградации экосистем. Беспозвоночные животные формируют первичную трофическую цепь консументов и характеризуют экологическое состояние почвенных и водных экосистем. Сообщества распространенных родов беспозвоночных заселяют почвы и водоемы, что позволяет проводить сравнительный анализ негативного влияния нефтезагрязнений на различные экосистемы.

Повсеместное распространение почвенных беспозвоночных позволяет рассматривать их в качестве биоиндикаторов состояния почв и водных экосистем в широком диапазоне действий естественных и антропогенных факторов. Почвенные беспозвоночные, являясь составными компонентами почвенных экосистем, отражают негативные изменения при нефтезагрязнениях и используются в качестве биоиндикаторов.

Дождевые черви – земляные черви, наиболее известная группа почвенных животных. Численность их во всех влажных биотопах умеренной полосы высокая, по биомассе они занимают одно из первых мест. Дождевые черви относятся к типу кольчатых червей (Annelida), открывающих в системе животных высший уровень организации. Малощетинковые черви – обитатели пресных вод и почвы, единично встречаются в морях. Известно более 5000 видов. Отличительными особенностями внешнего строения малощетинковых червей являются сегментация тела, отсутствие пароподий, наличие железистого пояса в передней трети тела у половозрелых особей. По бокам тела расположены щетинки, обычно по четыре пары пучков на каждом сегменте. Такое упрощение внешнего строения связано с адаптацией к роющему образу жизни. В фауне Палеарктики, к которой целиком относится территория бывшего СССР,

насчитывается около 220 видов, в России около 100 видов дождевых червей, 11 из которых занесены в Красную книгу СССР. На территории России дождевые черви представлены главным образом видами семейства люмбрицид (*Lumbricidae Claus*). Выделяются еще четыре семейства, распространенные на территории России: *Moniligastridae Claus*, *Criodrilidae Vejdovsky*, *Ocnerodrilidae Beddard*, *Megescolecidae Michaelsen*. Состав семейств насчитывает 6 видов. Преимущественно крупные виды входят в группу «макрофауна». Группа почвенных беспозвоночных, учитываемых методом ручной разборки, объединена термином «мезофауна». Все дождевые черви представители почвенной фауны. Многие выходят на поверхность почвы только ночью. В сырую погоду и особенно после дождя, когда норки заливаются водой, они днем в массовом количестве выползают на поверхность. Люмбрициды составляют три экологические группы: поверхностно живущие (подстилочные), почвенно-подстилочные и норники, прокладывающие глубокие ходы, которые редко покидают. Виды двух последних групп взаимно заменяют друг друга в зональных почвах: почвенно-подстилочные заходят далеко на север, населяя заболоченные почвы тайги, норники обитают в районах со средиземноморским климатом. К подстилочным видам можно отнести, например, *Dendrobaena octaedra S.*, *Lumbricus costaneus S.*, *Allolobophora eiseni L.* Они наиболее мелкие, размеры не превышают 6,5 см. Известны виды длиной 2–3 см и толщиной около 1 мм. Обитатель гумусового горизонта *Lumbricus rubellus H.* крупнее (до 13 см), норники, например *Lumbricus terrestris L.*, достигают 25 см и более, самые крупные дождевые черви в почвах бывшего СССР встречаются в горных районах: на Алтае и в Крыму. Их размеры составляют 40 см и 45 см, ходы проникают на глубину 4–5 м, в редких случаях даже до 8 м (Всеволодова, Перель, 1997). Самый распространенный вид – *Nicodrilus caliginosus S.*, живет обычно в распашанных почвах, народное название – пашенный червь, он серой окраски, длиной около 15 см. Червь редко выползает на поверхность почвы, живет на глубине 10–15 см, питается перегнившими остатками корней и гумусом. В сухую погоду мигрирует глубже, до полуметра и более, строит капсулу и временно впадает в спячку. В благоприятные периоды численность червей достигает 400–500 экз./м². Для навозных и компостных куч характерен еще один вид земляных червей – *Eisenia foetida S.* Отличается яркой красной окраской в виде

полосок и неприятным запахом. Вид характеризуется коротким циклом развития и размножается в кучах компоста и в парниках почти круглый год. Численность достигает 1000 особей и более на 1 м² при средних размерах 8 см в длину.

Распределение различных видов червей по глубине в почвах сельскохозяйственных угодий легче всего понять по их распределению в лесных почвах. В частности, в растительных остатках обитают *L. rubellus* K, *L. castaneus* и *D. taedra* S. как типичные потребители гумуса. Виды плохо выживают в почвах сенокосов и пастбищ, но если на пастбищах находят достаточное количество экскрементов животных, то охотно концентрируются под ними; на пашне они встречаются еще реже или вовсе отсутствуют. Из червей, обитающих собственно в почве, назовем *Allobophora chlorotica* S. и *Allobophora (S) tuberosa* S., которые как в лесах, так и на лугах предпочитают верхние слои почвы; *Allobophora caliginosa* S. – средние слои; *Allobophora longa* S., которые могут уходить на глубину 1–2 м; *Octolssium cyaneum* S. и *A. Caliginosa* S., которые проделывают свои ходы до подпочвы (Перель, 1979). Горизонтальное распределение червей может быть неравномерным. На сенокосах и пастбищах насчитывают 5–12 млн дождевых червей на 1 га. На пашне в умеренном климате имеется в среднем 1–4 млн червей на 1 га. Более удобным критерием является биомасса червей, которая на лугах составляет 1000–4000 кг/га. В среднем она равна весу крупного рогатого скота, пасущегося на равной площади, при нагрузке пастбища 3 головы на 1 га и с суммарным весом коров 2000 кг. На пашне биомасса червей колеблется в пределах 50–500 кг/га; как на лугах, так и на пашне отмечали значительно больший вес червей. По сибирской тайге имеется мало данных о видовом составе дождевых червей. В основном это качественные сборы. В настоящее время изучена достаточно хорошо европейская тайга (Артемьева и др., 1999). По характеру люмбрикофауны тайга во многом сходна с тундрой. Как и в тундре, видовой состав дождевых червей беден, они представлены в зональных группах ассоциаций теми же видами. В европейской тайге фоновым видом остается *D. octaedra* S., в сибирских таежных лесах – *E. Nordenskioldi*.

Невысокая численность дождевых червей характерна для почв, занимающих плакорные позиции зональных биогеоценозов. Для таежной зоны характерны ассоциации зеленомошной группы, из них

наиболее распространены в Европейской части бывшего СССР ельники-черничники. Там, где затруднен сток, что приводит к повышению уровня грунтовых вод, ельники зеленомошной группы сменяются долгомошными и сфагновыми лесами. В местах с проточным увлажнением развиваются травяные ельники. В южной части средней тайги и в подзоне южной тайги на более богатых почвах распространены ельники-кисличники. Спорадически встречающиеся в южной тайге широколиственные породы обычно не выходят в первый ярус, растут под защитой темнохвойных пород. Ельники-черничники, распространенные от северной до южной тайги, произрастают на небогатых органикой сильноподзолистых и торфянисто-подзолистых почвах, в местах, где сравнительно медленный отток из почвы свободной влаги приводит к тому, что почвенная толща в течение длительных периодов омывается водами с низким содержанием кислорода (Орлов и др., 1974). Естественно, что в таких условиях способны обитать только подстилочные формы дождевых червей. Ельники-черничники, как показывают результаты учетов в северной, средней и южной тайге, населяет в основном один вид – *D. octaedra* S. Ему сопутствует лишь довольно редко встречающийся в подстилке *Dendrodrilus rubidus f. tenuis* E., который известен как обитатель гниющей древесины. Численность вида возрастает на вырубках, но по мере перегнивания порубочных остатков постепенно снижается и в спелых производных насаждениях вид при раскопках встречается единично. В ельниках-черничниках, кроме *D. octaedra* S., обитает *E. Nordenskioldi* E.

Численность дождевых червей, зарегистрированная в ельниках-черничниках, составляет в среднем менее 10 экз./м². Понижена численность дождевых червей, представленных теми же видами, в ельниках-брусничниках, занимающих более бедные и сухие почвы. Видовой состав и численность дождевых червей в этих лесах не изменяется сколько-нибудь значительно и при смене пород. Приближение к поверхности уровня грунтовых вод неблагоприятно отражается на плотности популяций дождевых червей. В сфагновой группе типов леса зона неустойчивой аэрации охватывает всю толщу почвы и самый верхний горизонт, образованный растительными остатками, периодически затопляется, что сопровождается полным анаэробиезом. В подобных условиях дождевые черви (*D. octaedra* S.) вообще отсутствуют или встречаются единично, причем только на микропо-

вышениях. Как и в ельниках-черничниках, здесь обитают только поверхностно живущие виды – *D. octaedra S.* и *E. Nordenskioldi E.* В местах, периодически затопляемых почвенными водами, обогащенными кальцием и магнием, происходит образование торфянисто-перегнойных, темноцветных почв. В таких почвах часто встречается *O. lacteum O.* – единственный распространенный в таежной зоне представитель группы почвенных люмбрицид. *O. Lacteum* известен как калькофильный вид с морфофизиологическими особенностями, позволяющими лучше переносить периодически возникающий в почвах дефицит кислорода. У этого вида червей, в отличие от большинства других видов люмбрицид, непосредственно под кожными покровами в кольцевой мускулатуре развита густая сеть кровеносных капилляров, которые обеспечивают более интенсивное кожное дыхание. Количество гемоглобина у *O. Lacteum O.* может изменяться в зависимости от сезонных условий. *O. Lacteum O.* встречается и в болотно-травянистых ельниках, где почвы переувлажняются жесткими водами, в результате чего нарастает и приближается к поверхности зона оглеения. В формирующихся торфяно-глеевых почвах в микропонижениях рельефа создается режим влажности, пригодный для обитания амфибиотического вида *Eiseniella tetraedra S.*

Несмотря на то что почвы рассмотренных групп ассоциаций содержат большое количество органического вещества, общая численность дождевых червей в них немного выше, чем в ельниках на подзолах. По-видимому, лимитирующим фактором следует считать режим влажности. Неблагоприятное воздействие оказывают, очевидно, не только периоды затопления, но и сильное иссушение подстилки и верхнего торфянисто-перегнойного слоя, который быстро теряет влагу при отсутствии дождей, что отрицательно сказывается на поверхностно обитающих червях вида *D. octaedra S.* В подзоне южной тайги довольно широко распространены ельники, произрастающие преимущественно на дерново-слабоподзолистых почвах. В центральной части южной тайги наиболее распространен ельник кислично-щитовниковый. Дождевые черви в этом типе леса, как и в ельниках на подзоле, представлены преимущественно видом *D. octaedra S.* и лишь изредка ему сопутствует *O. lacteum O.* В средней тайге на торфянисто-перегнойной и перегнойно-подзолистой почве в годы с обильными летними дождями численность

D. octaedra S. может достигать нескольких десятков на 1 м², 37 экз. на 1 м² осенью после обильных летних дождей, в относительно сухие периоды она снижается до нескольких экземпляров на 1 м².

Неморальные ельники приурочены к дренированным местоположениям, а небольшой уклон обеспечивает условия, необходимые для формирования леса этой группы. Для них характерно преобладание аэробных процессов в верхних слоях толщи почвы в течение всего периода вегетации. В неморальных ельниках, приуроченных к более хорошо дренированным склонам, преобладают поверхностно обитающие виды люмбрицид. Встречаются *O. lacteum* O., обитающие и в заболоченных почвах проточного ряда увлажнения. Высокая численность люмбрицид в лесах таежной зоны отмечена в редко встречающихся в южной тайге сложных ельниках, в которых липа выходит в первый ярус. Характерными особенностями *Lumbricus rubellus* H. являются длина 50–150 мм, ширина 4–6 мм, число сегментов 70–145, пурпуровая пигментация, уплощенный хвостовой конец. Головная лопасть у них танилобическая, спинные поры начинаются с межсегментарной бороздки 7/8, иногда с 5/6 или 6/7. Щетинки сильно сближены попарно. Мужские половые отверстия на 15-м сегменте, без железистых полей. Поясок занимает с 27-го по 32-й сегменты, пубертатные валики (утолщения на продольных краях седловидного пояска) – с 27-го, 28-го по 30, 31, 32-й, чаще всего с 28-го по 31-й сегмент. Известковые железы с крупными дивертикулами в 10-м сегменте. Этот вид-космополит в Российской Федерации наиболее часто встречается на Русской равнине, в подзоне смешанных и широколиственных лесов, в ее западном и центральном секторе. Севернее и восточнее редок (Перель, 1979).

В восточной части южной тайги европейские виды *Lumbricidae* замещаются в темнохвойных лесах уральскими видами *A. (S.) tuberosa*, *A. (S.) diplotetratheca* и азиатским *E. nordenskioldi* E. Во многих районах таежной зоны одной из главнейших лесообразующих пород является сосна обыкновенная.

В средней и южной тайге преобладают сосняки-зеленомошники, растущие на дренированных, но небогатых почвах. В травяно-кустарничковом ярусе этих сосняков доминируют брусника и черника. В сосняках с более благоприятными условиями увлажнения черви встречаются чаще, но представлены только подстилочными формами (*D. octaedra* S., реже *Dd. rubidus* E.) и обычно немногочис-

ленны. В заболоченных сосняках люмбрициды отмечаются в небольшом количестве только в сосняке-долгомошнике. Сосняки этой группы, особенно распространенные на северо-востоке Русской равнины, формируются на сильно заболоченных торфянисто-подзолисто-глеевых почвах. Еще более заболочены сфагновые сосняки, которые представляют переходный тип растительных сообществ от сосновых лесов к верховым болотам. Наиболее многочисленны при раскопках в почве пойменных лугов *L. rubellus* H. и *E. nordenskioldi* E. Часто встречаются в почве пойменных лугов также *D. octaedra* S. и *O. lacteum* O. Среди собственно почвенных форм, кроме *O. lacteum* O., в лугово-перегнойных почвах появляются *N. roseus* S. и *N. caliginosus* S. Виды зарегистрированы в зоне тайги и на территории населенных пунктов, где встречаются в почве огородов, на приусадебных участках и в других подобных биотопах, связанных с хозяйственной деятельностью человека. Численность дождевых червей в почве лугов значительно выше, чем в лесу, но в основном за счет поверхностно обитающих видов. В значительном количестве люмбрициды встречаются только под луговой растительностью, но и здесь преобладают поверхностно обитающие формы. Собственно почвенные черви, кроме *O. lacteum* O., представлены в почве лугов видами *N. roseus* S. и *N. caliginosus* S.

Следовательно, численность дождевых червей в таежных лесах невысокая и видовой состав их крайне беден. Дождевые черви представлены почти исключительно поверхностными формами, из которых преобладает подстилочный вид *D. octaedra* S. и *E. nordenskioldi* E. Из почвенных видов обычен только *O. lacteum* O., способный переносить сильное переувлажнение жесткими грунтовыми водами. На территории Томской области можно встретить дождевых червей *E. foetida* S., которые разводятся в компостах из растительных отходов – ботвы, солоды, листы. Этот вид обладает многоплодными коконами и быстро наращивает биомассу. Экскременты дождевых червей, перерабатывающих в компостных кучах отходы сельскохозяйственного производства, сами по себе являются удобрением. Экскременты червей содержат в 5 раз больше биологического азота, в 7 раз богаче фосфатами, в 11 раз – калием, чем поверхностный слой огородной земли (Криволицкий, 1994). На территории Томской области состав дождевых червей представлен 11 видами:

Dendrobaena octaedra S., *Dendrodrilus rubidus f. tenuis* E., *bymbricus rubellus* H., *Octolasion lacteum* O., *Nicodrilus roseus* S., *Nicodrilus liginosus* S., *Eisenianordenskioldi* E., *Eisenia foetida* S., *Eiseniella tetraedra* S., *llobophora (S.) diplotetralheca* P., *Allobophora (S.) tuberosa* S.

В наших исследованиях рассматривались поведенческие реакции и изменение численности дождевых червей в зависимости от концентрации и длительности влияния нефти и нефтепродуктов. В лабораторных условиях изучались поведенческие реакции и изменения численности дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. под влиянием различных концентраций товарной нефти и нефтепродуктов: бензина А-80, дизельного топлива летнего типа.

Для оценки влияния нефти, бензина и дизельного топлива на поведение и выживаемость дождевых червей использовались специально изготовленные лабораторные кюветы из оргстекла с размерами: длина – 0,4 м; высота – 0,15 м; ширина – 0,02 м. Размеры лабораторных кювет обусловлены характером распределения дождевых червей по профилю почвы. Известно, что основное количество животных сосредоточено в поверхностном 10–20-сантиметровом слое почвы. В лабораторные кюветы помещалась усредненная проба гумусового слоя серых лесных почв зернисто-комковатой структуры влажностью 30% по одному килограмму 14-сантиметрового слоя почвы в каждой кювете. Аналогичный тип почв широко распространен в Западной Сибири. В каждую кювету заселялось по 10 дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. Опыты проводились при комнатной температуре. В экспериментах использовалось 850 половозрелых особей дождевых червей. С каждым видом загрязнения проводились два варианта опытов. В первом варианте проводились опыты с полным поверхностным загрязнением почвенного субстрата нефтепродуктами. Во втором варианте использовалось частичное загрязнение почвенного субстрата нефтепродуктами. Каждая серия состояла из восьми опытов с одноразовым внесением загрязнителей в концентрациях 5, 10, 20, 30, 40, 50, 100 г/кг почвы при параллельном контроле. Товарную нефть вносили в кюветы через одни сутки после помещения в нее червей. Эксперименты проводились в течение 7 суток для каждой концентрации нефти. Использовалась товарная нефть Урманского месторождения (табл. 6).

Основные физико-химические свойства нефти

Показатели	Значения	Методы испытаний
Плотность нефти при 20 °С	813,40 кг/м ³	ГОСТ 3900-85
Массовая доля воды	0,18%	ГОСТ 2477-65
Массовая доля мех. примесей	0,005%	ГОСТ 6370-83
Массовая доля серы	0,42%	ГОСТ 1437-75
Давление насыщенных паров	32,20 кПа	ГОСТ 1756-2000
Массовая доля парафина	4,10%	ГОСТ 11851-85
Содержание метил- и этилмеркаптанов	62 ppm	ГОСТ 50 802-95
Содержание хлорорганических соединений	4 ppm	ASTM D 4929-99
Обозначение нефти	1, 0, 1, 3	ГОСТ Р 51858-2002

Используемая в эксперименте нефть относилась к малосернистой с содержанием серы до 0,5%. По плотности эта нефть принадлежит классу легких нефтей (0,80–0,84 г/см³ при наиболее распространенных величинах 0,82–0,90 г/см³). Низкая плотность нефти обусловлена преобладанием метановых углеводородов, небольшим содержанием смолисто-асфальтеновых компонентов, высоким содержанием бензиновых и керосиновых фракций.

Опыты с полным загрязнением бензином проводились по аналогичной методике: в лабораторные кюветы с почвой и червями вносился бензин А-80. Эксперимент состоял из шести опытов с исходными концентрациями 2,5; 5; 7,5; 10; 20 г/кг почвы при параллельном контроле. Опыты проводились в течение 7 суток для каждой концентрации. В лабораторных и полевых исследованиях использовался бензин автомобильный А-80 неэтилированный ТУ 38.001165-97 (табл. 7).

Эксперимент с полным загрязнением дизельным топливом летнего типа состоял из шести серий при концентрациях 2,5; 5; 7,5; 10; 20 г/кг почвы при параллельном контроле. Дизельное топливо вносилось сверху из мерного стакана так, чтобы оно просачивалось по почвенному профилю равномерно на одинаковую глубину. Опыты проводились в течение 7 суток для каждой исследуемой концентрации.

Таблица 7

Основные физико-химические свойства бензина А-80

Показатели	Значения
Октановое число по моторному методу	76,3
Концентрация свинца, г/дм ³	Отсутствует
Давление насыщенных паров, кПа	67,4
Концентрация фактических смол, мг/100 см ³	1,0
Массовая доля серы, %	0,01
Плотность при 20 °С, кг/м	710,7
Объемная доля бензола, %	3,0

Характеристики дизельного топлива летнего типа приведены в табл. 8.

Таблица 8

Основные физико-химические свойства дизельного топлива

Показатели	Значения
Цетановое число	47
Концентрация фактических смол, мг/100 см ³	5,0
Массовая доля серы, %	0,18
Плотность при 20 °С, кг/м	820,1
Объемная доля бензола, %	3,0
Кислотность, мг КОН/100 см	0,43
Коксуемость 10%-ного остатка, %	0,03

Опыты с частичным загрязнением почвы нефтепродуктами проводились по следующей схеме: в лабораторные кюветы с почвой и червями вносились нефтепродукты равномерно на всю глубину слоя почвы. Эксперимент состоял из восьми вариантов для каждого вида нефтепродуктов с сегментами загрязнения шириной 1, 2, 4, 8, 16, 32, 40 см при параллельном контроле.

Поведенческие реакции опытной группы червей наблюдались визуально. Прозрачные пластиковые кюветы шириной 2 см позволяли наблюдать за поведением каждого экземпляра. При внесении товарной нефти в концентрации 100, 50, 40, 30, 20, 10 и 5 г/кг почвы при сплошном загрязнении почвенного профиля дождевые черви начинали реагировать в течение первых 10–15 мин. Конструкция ла-

бораторных кювет позволила оценить глубину проникновения нефти в сосудах (табл. 9).

Таблица 9

Средняя глубина просачиваемости нефти в сосудах в зависимости от ее концентрации, см

Концентрация нефти, вносимой в лабораторные кюветы, г/кг почвы						
5	10	20	30	40	50	100
0,5±0,07	0,9±0,07	2,7±0,1	3,3±0,04	3,8±0,03	4±0,03	4,5±0,3

Вся совокупность наблюдаемых поведенческих реакций дождевых червей систематизирована. Поведение не изменяли при нефтезагрязнениях 15% животных. В основном это черви, которые находились на дне экспериментальных садков или в придонной части. Второй тип поведения проявился у 60% дождевых червей: они поднимались до границы просачивания нефти, начинали двигаться вдоль нее, демонстрируя негативную ответную реакцию на загрязнение в поисках чистой почвы. Третий тип: дождевые черви проходили слой почвы, загрязненный сырой нефтью, перпендикулярно границе просачивания и выходили на поверхность (25%). Наиболее оптимальной поведенческой реакцией червей для выживания является второй тип горизонтальной миграции, в то время как при вертикальной миграции животных происходила их гибель. Необходимо отметить особенности поведения дождевых червей 3-й группы – сокращение кожно-мышечного мешка, асинхронные движения переднего и заднего отделов.

Анализ среднестатистических данных выживаемости червей (табл. 10) при полном покрытии почвы нефтью свидетельствует о летальности животных при концентрации нефти 20–50 г/кг в первые двое суток с последующим увеличением в третьи сутки. Наблюдается пропорциональная зависимость летальности червей от концентрации нефтезагрязнений. Летальная доза нефти формировалась при концентрации 100 г/кг. В контроле численность дождевых червей оставалась без изменений в течение 7 дней. Черви вели себя спокойно, что показывали ежедневные визуальные наблюдения. Резких изменений в поведении червей во время опыта не наблюдалось. Их ходы были как в горизонтальном, так и в вертикальном

направлении. Выхода дождевых червей на поверхность почвы в течение всего опыта не наблюдалось.

Таблица 10

Летальность дождевых червей в зависимости от концентрации нефтезагрязнений

Концентрация нефти, г/кг	Смертность червей <i>Lumbricus rubellus</i> H.						
	1-е сутки	2-е сутки	3-и сутки	4-е сутки	5-е сутки	6-е сутки	7-е сутки
Контроль	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0
20	0,4±0,4	0,6±0,48	1,2±0,39	1,2±0,39	1,2±0,3	1,2±0,3	1,2±0,39
30	2,4±0,48	2,4±0,48	5,4±0,48	5,4±0,48	5,4±0,4	5,4±0,4	5,4±0,48
40	5,0±0,62	6,0±0,62	7,0±0,6	7,4±0,48	7,4±0,4	7,4±0,4	7,4±0,48
50	7,8±0,73	8,6±0,48	9,4±0,48	9,6±0,48	9,6±0,4	9,6±0,4	9,6±0,48
100	9,8±0,39	9,8±0,39	9,8±0,39	9,8±0,39	9,8±0,3	9,8±0,3	9,8±0,39

Эксперименты с локальным нефтезагрязнением проводились при внесении нефти в лабораторные кюветы сегментарно: длиной 1, 2, 4, 8, 16, 32 и 40 см и шириной 2 см. При частичном загрязнении почвенного профиля нефтью по реакции дождевых червей в течение первых 5–10 мин после внесения нефти они были условно разделены на три группы. Первая группа – поведенческие реакции дождевых червей не изменялись. К данной группе были отнесены черви, которые не попали под непосредственное воздействие нефти. Вторая группа – уход дождевых червей на некоторое расстояние от загрязнения. Данная реакция была свойственна червям, находившимся на границе с загрязнением либо в непосредственной близости от нее. Черви не пытались выйти наружу, они уходили в сторону от загрязнения на определенное расстояние (табл. 11). Третья группа – дождевые черви проходили слой почвы, загрязненный сырой нефтью. При нефтезагрязнении 64% животные еще способны к миграции, в то время как при 80% наблюдается их гибель.

Таблица 11

Среднее минимальное расстояние удаления дождевых червей от загрязнения нефтью, см

Размер локального загрязнения нефтью по почвенному профилю, см						
1	2	4	8	16	32	40
2,0±0,1	2,3±0,1	2,4±0,1	2,7±0,1	3,1±0,1	3,3±0,2	0

Изменение численности дождевых червей в лабораторных кюветах происходило в течение четырех суток. Смертность дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. в зависимости от размеров локальных загрязнений нефтью по почвенному профилю (табл. 12) была максимальной при загрязненности поверхности 80%.

Таблица 12

Летальность червей *Lumbricus rubellus* H. в зависимости от размеров локальных нефтезагрязнений

Размер локального загрязнения нефтью, см	Смертность червей		
	1-е сутки	2-е сутки	3-и – 7-е сутки
1	0	0	0
2	0	0	0
4	0,2±0,4	1,4±0,5	3,4±0,5
8	2,2±0,4	3,4±0,5	5,4±0,5
16	7,0±0,9	8,0±0,6	9,2±0,4
32	9,8±0,4	9,8±0,4	9,8±0,4
40	9,8±0,4	9,8±0,4	9,8±0,4

При внесении бензина А-80 и дизельного топлива с концентрацией 2,5; 5; 7,5; 10; 20 г/кг почвы при сплошном загрязнении почвенного профиля (табл. 13) дождевые черви *Lumbricus rubellus* H. начинали реагировать в течение первых 15 мин.

Все животные по характеру поведенческих реакций на нефтепродукты разделились на три группы. У первой группы поведенческие реакции остались без изменения и животные погибли. Количество червей, отнесенных к данной группе, составило в среднем 89%. Во второй группе дождевые черви, проявляя ответную реакцию на загрязнение, начинали двигаться в горизонтальном направлении в поисках чистой почвы. Количество червей, отнесенных к данной

группе, составило в среднем 10%. В третьей группе дождевые черви проходили слой почвы, загрязненный бензином и дизельным топливом, перпендикулярно границе просачивания и выходили на поверхность (1%). Такие реакции характерны для дождевых червей *Lumbricus rubellus* H., которые находились в верхнем слое почвы до 3 см и в первые минуты реагировали на внесенные нефтепродукты.

Таблица 13

Средняя глубина просачивания бензина А-80 и дизельного топлива в кюветах в зависимости от концентрации

Средняя глубина просачиваемости	Концентрации загрязнителей, вносимых в лабораторные кюветы, г/кг				
	2,5	5	7,5	10	20
Бензина А-80, см	1,6±0,1	2,8±0,1	3,2±0,1	4,1±0,1	6,7±0,1
Дизельного топлива (летнего типа), см	1,6±0,1	2,8±0,1	3,2±0,1	4,1±0,1	6,7±0,1

Негативное экологическое влияние бензина и дизельного топлива заключается не столько в изменении свойств почвы, сколько в химической токсичности. Ароматические углеводороды, находясь в почвах, оказывают наркотическое и токсическое действие на живые организмы, что подтверждается первым типом поведенческих реакций дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. В течение короткого периода острого токсичного действия вследствие высокой летучести ароматических углеводородов бензин и дизельное топливо оказывали значительное отрицательное влияние на численность дождевых червей. Проведенные лабораторные исследования показали, что 10% дождевых червей способно отреагировать на загрязнение и горизонтально мигрировать в чистую почву. Стабилизация численности дождевых червей *Lumbricus rubellus* на третьи сутки опытов обусловлена тем, что значительная часть бензина и дизельного топлива улетучивалась. Необходимо отметить особенности поведения дождевых червей 3-й группы, которые выходили непосредственно на поверхность. Животные не передвигались по загрязненной нефтепродуктами поверхности, у них отсутствовало сокращение кожно-мышечного мешка, они не возвращались в почву и погибали.

Среднестатистические данные по смертности дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. в зависимости от концентрации бензина А-80 и

дизельного топлива приведены в табл. 14 и 15 и свидетельствуют о негативном влиянии нефтепродуктов на выживаемость червей. Токсичность нефтепродуктов в 8–10 раз превышала токсичность нефти, отличалась быстроедействием и приводила к дискоординации поведенческих реакций животных.

Таблица 14

Смертность червей *Lumbricus rubellus* Н. в зависимости от концентрации бензина А-80 при сплошном загрязнении почвенного профиля

Концентрация бензина, г/кг	Смертность червей, экз.		
	1-е сутки	2-е сутки	3-и – 7-е сутки
Контроль	0	0	0
2,5	1,4±0,5	2,2±0,4	3,0±0,6
5	3,0±0,6	4,4±0,5	5,6±0,5
7,5	6,2±0,7	7,4±0,5	7,8±0,7
10	9,2±0,7	9,6±0,5	9,8±0,4
20	9,8±0,4	9,8±0,4	9,8±0,4

При локальном загрязнении почвенного профиля бензином А-80 и дизельным топливом реакция дождевых червей в течение первых 5–10 мин после внесения нефтепродуктов существенно зависела от местоположения животных. Все животные по особенностям поведенческих реакций были условно разделены на две группы.

Таблица 15

Смертность червей *Lumbricus rubellus* Н. в зависимости от концентрации дизельного топлива при сплошном загрязнении почвенного профиля

Концентрация дизельного топлива, г/кг	Смертность червей, экз.		
	1-е сутки	2-е сутки	3-и – 7-е сутки
Контроль	0	0	0
2,5	0,4±0,5	1,4±0,5	2,4±0,5
5	2,4±0,5	3,6±0,5	4,2±0,4
7,5	5,6±0,5	6,6±0,5	7,4±0,5
10	7,8±0,4	8,8±0,4	9,8±0,4
20	9,4±0,5	9,8±0,4	9,8±0,4

Первая группа – поведенческие реакции остались без изменения. К данной группе отнесены черви, которые непосредственно попали под воздействие загрязнителей, погибли или находились на значительном удалении от них. Для второй группы были характерны реакции ухода на некоторое расстояние от загрязнений, что свойственно червям, находившимся на границе с загрязнением или в непосредственной близости. Животные не пытались выйти наружу, они уходили в сторону от загрязнения на определенное расстояние (табл. 16).

Таблица 16

Расстояния миграции дождевых червей при загрязнении бензином А-80 и дизельным топливом

Среднее минимальное расстояние удаления дождевых червей от загрязнителя	Распространение бензина и дизельного топлива по почвенному профилю, см						
	1	2	4	8	16	32	40
Бензина А-80, см	1±0,6	1,3±0,7	1,6±0,7	1,7±0,3	1,9±0,7	2,0±0,1	0
Дизельного топлива, см	1,6±0,7	1,7±0,7	1,9±0,7	2,0±0,6	2,3±0,2	2,4±0,1	0

Снижение численности дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. в лабораторных кюветах под влиянием бензина А-80 происходило в течение четырех суток, под влиянием дизельного топлива – в течение трех суток. Анализ представленных данных свидетельствует об увеличении смертности червей в зависимости от длительности загрязнения и степени покрытия почвенного профиля (табл. 17). При покрытии 64% почвенного профиля бензином и дизельным топливом гибель всех дождевых червей происходила в первые сутки после действия (Козлов, Карташев, 2004).

Сравнительный анализ данных, полученных в лабораторных опытах при загрязнении почвы нефтью (50, 100 г/кг почвы), дизельным топливом и бензином при концентрации 10, 20 г/кг почвы, выявил, что основная масса дождевых червей погибает в первые дни после загрязнения. Представленная на рис. 4 зависимость показывает, что смертность дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. в первый день загрязнения происходила при концентрациях бензина и дизельного топлива 2,5 г/кг. Анализируя данные по смертности червей в

зависимости от концентрации бензина А-80 и дизельного топлива при сплошном загрязнении почвенного профиля в первый день после их внесения, можно заключить, что бензин оказывает более выраженное влияние, чем дизельное топливо.

Таблица 17

Смертность червей *Lumbricus rubellus* Н.
при локальном внесении дизельного топлива

Расстояние от загрязнений дизельного топлива, см	Смертность червей, экз.		
	1-е сутки	2-е сутки	3-и – 7-е сутки
1	0	0,4±0,5	1,0±0,6
2	0,2±0,4	1,0±0,6	1,8±0,4
4	2,4±0,5	3,8±0,4	4,8±0,4
8	4,6±0,5	5,8±0,4	6,6±0,5
16	7,4±0,5	8,2±0,4	8,6±0,5
32	9,6±0,5	9,8±0,4	9,8±0,4
40	9,8±0,4	9,8±0,4	9,8±0,4

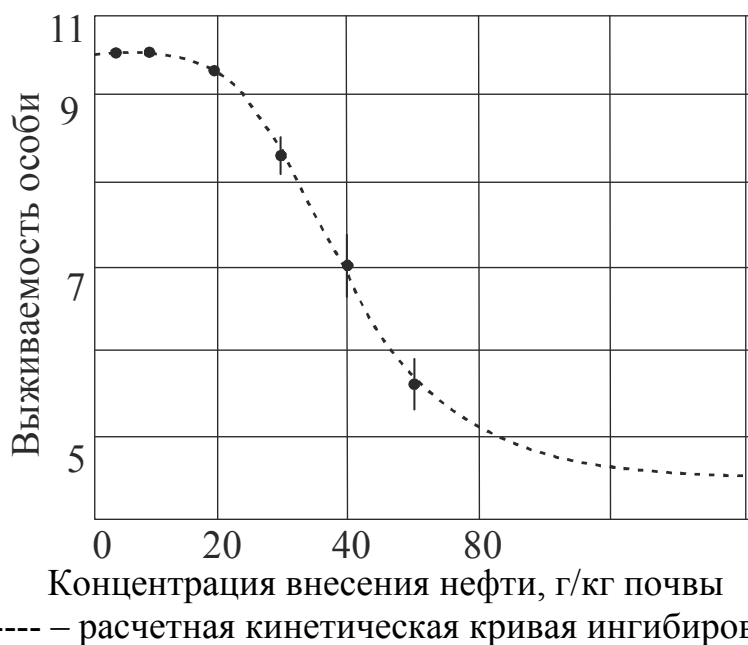


Рис. 4. Выживаемость дождевых червей *Lumbricus rubellus* Н.
в зависимости от концентрации
внесенной сырой нефти через одни сутки

Выживаемость дождевых червей в зависимости от вида и дозы нефтепродуктов может быть описана классическим уравнением неконкурентного ингибирования (Евдокимов, 2001)

$$V(D) = \frac{V K_i^\alpha}{K_i^\alpha + D^\alpha},$$

где V – выживаемость дождевых червей; D – доза внесения нефтепродуктов; K_i – константа ингибирования; α – коэффициент нелинейности.

Зависимость, представленная на рис. 4, характерна для остальных дней наблюдения.

Влияние бензина и дизельного топлива приводило к изменению свойств почв и повышению химической токсичности. Ароматические углеводороды, находясь в почвах, оказывали наркотическое и токсическое действие на живые организмы. Высокая смертность дождевых червей в первые дни лабораторных опытов обусловлена тем, что углеводородные фракции бензина и дизельного топлива хорошо растворимы в почвенной воде. Мигрируя по почвенному профилю, они расширяют область первоначального загрязнения, проникают в клетки организмов через мембраны при дыхании. Дождевые черви дышат кожей. Транспорту кислорода к органам и тканям у дождевых червей способствует замкнутая кровеносная система. Интенсивность дыхания поддерживается на одном уровне при значительных колебаниях содержания кислорода в воздухе. При низком содержании кислорода дыхание происходит за счет кислорода, растворенного в жидкостях тела. Благодаря двойному механизму дыхания, наличию циркуляторной системы и высокоэффективного дыхательного пигмента, дождевые черви заселяют субстраты с разнообразным режимом аэрации и парциальным давлением кислорода.

В относительно короткий период острого токсического действия, благодаря высокой летучести ароматических углеводородов, бензин и дизельное топливо способны оказать значительное влияние на численность дождевых червей. Полулетальная доза (LD_{50}) бензина в условиях сплошного загрязнения почвы сохранялась при 4 г/кг. В условиях сплошного загрязнения почвенного профиля дизельным топливом LD_{50} достигалась при 4,9 г/кг. Ароматические углеводороды с почвенным воздухом через кожные покровы попадали в организм животных, вызывая отравление. В лабораторных опытах с дождевыми червями, относящимися к двум морфоэкологическим

типам: навозному (*Eisenia foetida*) и типично почвенному (*Nicodrilus caliginosus*), показано, что для них наиболее токсичны легкие фракции нефти. Более устойчивыми к нефтяному загрязнению оказались навозные черви *E. Foetida*, чувствительными – *N. caliginosus*. В экспериментах на открытых песчаных пляжах приливно-отливной зоны обнаружено, что свежая сырая нефть для мейобентоса более токсична, чем нефть после выветривания. Живущие в подстилке черви, например *Allobophora caliginosa*, не снижали интенсивность дыхания при очень низком для почвы содержании кислорода (Бызова, 1973). Дождевые черви *L. rubellus* являются типичными поверхностно обитающими червями. Проводя аналогию с живущими в подстилке *Dendrobaena octaedra* и их чувствительностью к снижению содержания кислорода в воздухе, можно считать, что смертность дождевых червей провоцируется и снижением концентрации кислорода в почвенном профиле.

Стабилизация численности дождевых червей на 4-е сутки лабораторных опытов обусловлена тем, что значительная часть легкой фракции нефти разлагалась и улетучивалась на поверхности. В этих условиях LD₅₀ при сплошном загрязнении почвенного профиля проявлялась при 29,8 г товарной нефти на 1 кг почвы. Результаты исследований скорости и направленности процессов самоочищения почв, загрязненных нефтью, свидетельствуют, что, несмотря на обнаруженные различия в скорости изменений отдельных классов углеводородов и фракций нефти, зависящие от почвенно-климатических условий и состава нефти, существуют общие процессы ее внутрипочвенной деградации (Глазовская, 1981). Во всех случаях происходило снижение содержания нефти в результате физико-химических и микробиологических процессов ее разрушения и минерализации. С уменьшением содержания легкой фракции ее токсичность снижалась.

При частичном загрязнении почвенного профиля до 40% в лабораторных кюветах нефть оказывала менее выраженное влияние на смертность дождевых червей, чем бензин и дизельное топливо. Изменение численности дождевых червей в лабораторных кюветах при частичном загрязнении почвенного профиля нефтью и бензином происходило в течение трех суток.

Результаты исследований показали, что при увеличении степени загрязненности почвенного профиля нефтью и повышении концентрации в почве легких фракций нефтепродуктов дождевые черви

уходили от загрязнений на безопасное расстояние, где токсичное действие легкой фракции для них менее выражено. Реакция свойственна червям, находившимся на границе с загрязнением или в непосредственной близости. Черви не пытались выйти наружу, они уходили в сторону от загрязнений на определенное расстояние. После двух суток действия нефтезагрязнений наблюдалось увеличение смертности дождевых червей.

Таким образом, в результате проведенных лабораторных исследований установлено, что нефть и нефтепродукты оказывают негативное действие на дождевых червей, вызывая их массовую элиминацию в зоне загрязнений.

В полевых исследованиях нами изучались изменения численности дождевых червей и форм ядер амебоцитов в их организме под влиянием различных концентраций нефтепродуктов. Исследования проводились в Томском районе Томской области. В природных условиях изучалось влияние искусственного загрязнения почвы на состояние популяций дождевых червей. Параллельно оценивалась скорость деградации нефти и нефтепродуктов в почве. Для оценки влияния острой токсичности различных нефтепродуктов – бензина, дизельного топлива и нефти – на миграцию и выживаемость дождевых червей в естественном биоценозе были заложены модельные площадки по 1 м^2 с одноразовым внесением нефти 2,5; 5; 10; 15 $\text{кг}/\text{м}^2$, бензина А-80 0,5; 1; 2; 4 $\text{кг}/\text{м}^2$ и дизельного топлива 0,5; 1; 2; 4 $\text{кг}/\text{м}^2$. В качестве контрольных площадок использовались близко расположенные участки без загрязнений. Учет численности дождевых червей на площадках проводился в 3-и, 10, 30, 90 и 450-е сутки действия нефтезагрязнений. Количественный учет дождевых червей осуществлялся методом раскопок с применением ручной разборки почв. Отбор проб проводился на загрязненном участке, на границе загрязнений, на удалении одного метра от загрязнений и контрольных участках. Параллельно выполняли количественный учет коконов червей.

В результате исследований через трое суток после внесения нефти, бензина А-80 и дизельного топлива в почву на всех участках, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, не наблюдалось живых дождевых червей. На участках, загрязненных бензином А-80 и дизельным топливом, обнаружены разлагающиеся черви (табл. 18).

Таблица 18

Количество разлагающихся червей на участках с внесением нефти и нефтепродуктов различной концентрации через 3 суток

Вид загрязнений	Концентрация, кг/м ²	Место обитания	Количество разлагающихся червей, экз/м ²	Общее количество живых червей, экз/м ²
		Контроль	0	203±13,1
Бензин	4,0	Загрязнение	198±17,8	0
	2,0	Загрязнение	187±14,0	0
	1,0	Загрязнение	138±13,0	0
	0,5	Загрязнение	118±13,0	0
Дизельное топливо (летнего типа)	4,0	Загрязнение	153±9,7	0
	2,0	Загрязнение	137±11,0	0
	1,0	Загрязнение	103±8,3	0
	0,5	Загрязнение	90±10,1	0
Нефть	15,0	Загрязнение	0	0
	10,0	Загрязнение	0	0
	5,0	Загрязнение	0	0
	2,5	Загрязнение	0	0

При загрязнении бензином количество разлагающихся червей было максимальным при его внесении 4 кг/м² и составило 198 экземпляров (97,5% от количества живых дождевых червей на контрольном участке), минимальным при внесении 0,5 кг/м и составило 118 экземпляров (58,1%). При загрязнении почвы дизельным топливом количество разлагающихся червей при его внесении 4 кг/м² составило 153 экземпляра (75,4% от количества живых дождевых червей на контрольном участке), при концентрации 0,5 кг/м – 90 экземпляров (44,3%). На участках, загрязненных нефтью, разлагающихся дождевых червей не обнаружено, что свидетельствует об успешной миграции их из зон загрязнения. Наблюдалась пропорциональная зависимость между концентрацией вносимых нефтепродуктов и смертностью дождевых червей на загрязненных участках в первые дни после внесения нефтепродуктов.

Количество коконов дождевых червей подсчитывалось на загрязненном участке, на границе загрязнения, на удалении одного метра от загрязнения и на контрольном участке. Данные, полученные при учете коконов на 3-й день после внесения загрязнений, представлены в табл. 19. Максимальное количество коконов

обнаружено на границе с участком загрязнения бензином 2,0 кг/м и составило 475 экземпляров, минимальное – на границе с участком загрязнения бензином 4,0 кг/м и составило 173 экземпляра. На границах с участками, загрязненными бензином с концентрацией 2,0; 1,0; 0,5 кг/м, дизельным топливом 4,0; 2,0 кг/м², нефтью 5,0 кг/м², наблюдалось увеличение количества коконов по сравнению с загрязненным участком и участком, находящимся на удалении 1 м. При сравнении участков, загрязненных бензином и дизельным топливом, с участками, находящимися на удалении 1 м, существенных различий в количестве коконов не наблюдалось.

Таблица 19

Количество коконов дождевых червей через трое суток после загрязнений нефтепродуктами

Вид загрязнений	Концентрация, кг/м ²	Тип участка	Кол-во коконов, экз/м ²	Общее кол-во живых червей, экз/м ²
		Контроль	392±16,3	203±13,1
Бензин	4,0	Загрязнение	427±17,3	0
		Граница	373±12,0	272±9,4
		1 м от загр-я	428±13,8	200±11,3
	2,0	Загрязнение	437±11,0	0
		Граница	475±16,6	262±6,0
		1 м от загр-я	428±6,0	210±16,0
	1,0	Загрязнение	353 ±9,7	0
		Граница	430±14,3	283±13,1
		1 м от загр-я	360±18,2	200±11,3
	0,5	Загрязнение	345±8,4	0
		Граница	430±14,3	293±6,5
		1 м от загр-я	360±18,2	207±14,0
Дизельное топливо летнего типа	4,0	Загрязнение	348±7,9	0
		Граница	380±18,2	313±9,7
		1 м от загр-я	340±7,2	200±11,3
	2,0	Загрязнение	345±14,1	0
		Граница	367±9,7	273±9,7
		1 м от загр-я	323±6,5	207±16,0
	1,0	Загрязнение	345±11,0	0
		Граница	327±14,0	330±14,3
		1 м от загр-я	322±15,0	200±11,3

Вид загрязнений	Концентрация, кг/м ²	Тип участка	Кол-во коконов, экз/м ²	Общее кол-во живых червей, экз/м ²
		Контроль	392±16,3	203±13,1
	0,5	Загрязнение	350±10,1	0
		Граница	303±13,1	342±10,6
	1 м от загр-я	Загрязнение	333±6,5	203±13,1
		Граница	333±6,5	0
Нефть	15,0	Загрязнение	333±6,5	0
		Граница	352±10,6	338 ±6,0
	1 м от загр-я	Загрязнение	353±9,7	200±11,3
		Граница	283±16,5	0
	10,0	Загрязнение	283±16,5	0
		Граница	327±10,0	320±11,3
	1 м от загр-я	Загрязнение	328±9,4	203±13,1
		Граница	258±9,4	0
	5,0	Загрязнение	258±9,4	0
		Граница	338±6,0	303±13,1
	1 м от загр-я	Загрязнение	320±11,3	203±13,1
		Граница	337±8,3	0
2,5	Загрязнение	337±8,3	0	
	Граница	290±20,2	327±14,0	
1 м от загр-я	Загрязнение	322±6,0	215±8,4	

Результаты исследований свидетельствуют о недостоверном изменении численности коконов вне зоны нефтезагрязнений. При сравнении контрольного участка и участков, находящихся на расстоянии 1 м от загрязненных нефтью, бензином и дизельным топливом участков, существенных различий в общем количестве живых червей не выявлено. На границе с участком, загрязненным бензином, общее количество живых червей при его внесении 0,5 кг/м составило 293 экземпляра, при внесении 2,0 кг/м составило 262 экземпляра. Аналогичные результаты получены на границе с участком, загрязненным дизельным топливом: общее количество живых червей при внесении 0,5 кг/м составило 342 экземпляра, при внесении 2,0 кг/м составило 273 экземпляра. На границе с участком, загрязненным нефтью, общее количество живых червей при ее внесении 15 кг/м² составило 338 экземпляров, при внесении 5 кг/м² составило 303 экземпляра. Представленные в табл. 20 данные позволяют заметить, что дождевые черви, подвергшиеся воздействию загрязнителей в первые трое суток, уходят к границе с загрязнением и их общее количество превышает количество червей в контроле.

Таблица 20

Распределение дождевых червей в зависимости
от типа загрязнений через 3 суток

Вид загрязнений	Концентрация, кг/м ²	Место обитания	Общее кол-во живых червей, экз/м ²	Кол-во половозрелых червей, экз/м ²	Кол-во неполовозрелых червей, экз/м ²	Кол-во червей <i>Lumbricus rubellus</i> H., экз/м	Кол-во червей, <i>Octolasion lacteum</i> O., экз/м ²	
								Контроль
Бензин	4,0	Загрязнение	0	0	0	0	0	
		Граница	272±9	203±2	68±9	163±13	105±2	
		1 м от загр-я	200±11	147±9	53±12	115±8	85±12	
	2,0	Загрязнение	0	0	0	0	0	
		Граница	262±6	198±9	63±8	153±14	108±13	
		1 м от загр-я	210±16	153±6	57±11	115±8	95±18	
	1,0	Загрязнение	0	0	0	0	0	
		Граница	283±13	222±18	62±6	158±6	125±16,6	
		1 м от загр-я	200±11	147±9	53±12	115±8,4	85±12,1	
	0,5	Загрязнение	0	0	0	0	0	
		Граница	293±6,5	228±13	65±11	158±6,0	135±11,0	
		1 м от загр-я	207±14	150±10	57±13,	118±9,4	88±13,0	
	Дизельное топливо (летнего типа)	4,0	Загрязнение	0	0	0	0	0
			Граница	313±9,	250±7	63±9,	180±8,	133±6,5
			1 м от загр-я	200±11	147±9	53±12	115±8	85±12,1
2,0		Загрязнение	0	0	0	0	0	
		Граница	273±9	208±13	65±8	157±8	117±11,0	
		1 м от загр-я	207±16	153±6	53±9	117±6	90±15,2	

Вид загрязнений	Концентрация, кг/м ²	Место обитания	Общее кол-во живых червей, экз/м ²	Кол-во половозрелых червей, экз/м ²	Кол-во неполовозрелых червей, экз/м ²	Кол-во червей <i>Lumbricus rubellus</i> Н., экз/м	Кол-во червей, <i>Octolasion lacteum</i> О., экз/м ²
		Контроль	203±13,1	147±13,1	57±6,5	118±11,8	85±8,4
	1,0	Загрязнение	0	0	0	0	0
		Граница	330±14	250±17	77±12	193±23	133±15,0
		1 м от загр-я	200±11	147±9	53±12	115±8	85±12,1
	0,5	Загрязнение	0	0	0	0	0
		Граница	342±10,6	255±11,0	83±17,3	195±11,0	143±9,7
		1 м от загр-я	203±13,1	148±11,8	57±11,0	117±10,0	87±12,0
Нефть	15,0	Загрязнение	0	0	0	0	0
		Граница	338±6,0	243±6,5	95±4,4	208±6,0	130±8,8
		1 м от загр-я	200±11,3	145±11	55±6,7	117±11,0	83±7,0
	10,0	Загрязнение	0	0	0	0	0
		Граница	320±11,3	238±9,4	82±11,0	207±4,1	113±10,0
		1 м от загр-я	203±13,1	138±14,0	65±8,4	115±13,1	88±3,3
	5,0	Загрязнение	0	0	0	0	0
		Граница	303±13,1	225±19,4	78±14,0	195±13,1	108±6,0
		1 м от загр-я	203±13,1	140±13,4	63±8,3	113±12,0	90±5,1
	2,5	Загрязнение	0	0	0	0	0
		Граница	327±14,0	238±9,4	88±12,0	200±13,4	127±17,3
		1 м от загр-я	215±8,4	152±8,0	65±8,4	127±4,1	88±8,0

При сравнении контрольного участка и участков, находящихся на удалении 1 м от загрязненных нефтью, бензином и дизельным топливом, существенных различий в количестве половозрелых и

неполовозрелых червей не обнаружено. В приграничном районе с загрязненными участками значительно увеличивалось общее количество червей. Данные по максимальному и минимальному количеству половозрелых дождевых червей на границе с загрязненными участками соответствуют общему количеству живых червей и составляют 228 и 198 экземпляров на границе с участком, загрязненным бензином при концентрации 0,5 и 2,0 кг/м соответственно.

На границе с участком, загрязненным дизельным топливом при концентрации 0,5 и 2,0 кг/м², количество живых червей составило 255 и 208 экземпляров соответственно. На границе с участком, загрязненным нефтью при концентрации 15 и 5,0 кг/м, численность червей составляла 243 и 225 экземпляров соответственно.

На исследуемых участках выявлены два вида дождевых червей: *Lumbricus rubellus* H., *Octolasion lacteum* O. У дождевых червей, подвергшихся влиянию нефти и нефтепродуктов, наблюдалось снижение числа амебоцитов с нормальной формой ядер и увеличение числа амебоцитов с измененной формой ядер.

При проведении полевых работ через десять суток после внесения нефти, бензина А-80 и дизельного топлива в почву на всех загрязненных участках живых дождевых червей не обнаружено. На участках, загрязненных бензином А-80 и дизельным топливом, обнаружены разлагающиеся черви. При загрязнении бензином количество разлагающихся червей было максимальным при его внесении 4 кг/м² и составило 143 экземпляра, минимальным при внесении 0,5 кг/м² и составило 133 экземпляра.

При загрязнении почвы дизельным топливом количество разлагающихся червей было максимальным при его внесении 4 кг/м² и составило 152 экземпляра (50,2%), минимальным при внесении 0,5 кг/м² – 103 экземпляра (34% от количества живых дождевых червей на контрольном участке). Как показали лабораторные исследования, на 4-й день дождевые черви разлагаются полностью. Наличие разлагающихся дождевых червей через десять суток свидетельствует о том, что черви мигрировали на площадки, загрязненные бензином и дизельным топливом. Вероятно, токсическое и наркотическое влияние нефтепродуктов приводило к нарушениям запаховой ориентации животных, что вызвало их негативную миграцию и гибель.

Во всех случаях нефтезагрязнений не отмечалось аналогичных эффектов. Дождевые черви частично заселили площадки, загрязнен-

ные бензином и дизельным топливом. На площадках, загрязненных нефтью, разлагающихся червей не обнаружено. Количественный учет коконов дождевых червей проводился на загрязненном участке, на границе загрязнения, на удалении 1 м от загрязнения и контрольном участке. Максимальное количество коконов на десятый день обнаружено на границе с участком загрязнения нефтью 2,5 кг/м и составило 388 экземпляров, минимальное – на границе с участком загрязнения дизельным топливом 0,5 кг/м и составило 318 экземпляров (81,1%). На участках, загрязненных бензином, дизельным топливом и нефтью, через 10 суток наблюдалось значительное уменьшение количества коконов по сравнению с загрязненными участками через 3 суток.

При сравнении границ загрязненных участков с контролем отмечалось уменьшение общего количества живых червей на границе с загрязнением бензином (4,0; 2,0 кг/м²), дизельным топливом (4,0; 2,0; 1,0; 0,5 кг/м²) и нефтью (15, 10 кг/м²). На границе с участком, загрязненным бензином, общее количество живых червей было максимально при его внесении 1,0 и 0,5 кг/м и составило 292 экземпляра, минимально при внесении 2,0 кг/м и составило 240 экземпляров. На границе с участком, загрязненным дизельным топливом, общее количество живых червей было максимально при его внесении 2,0 кг/м и составило 263 экземпляра, минимально при внесении 0,5 кг/м – 240 экземпляров (79,2% от количества живых дождевых червей на контрольном участке). На границе с участком, загрязненным нефтью, общее количество живых червей было максимально при ее внесении 2,5 кг/м² и составило 325 экземпляров, минимально при внесении 10,0 кг/м² – 170 экземпляров. Представленные результаты свидетельствуют о снижении численности животных на границе с участками, загрязненными нефтепродуктами.

При сравнении контрольного участка и участков, находящихся на удалении 1 м от загрязненных нефтью, бензином и дизельным топливом, существенных различий в количестве половозрелых и неполовозрелых червей не наблюдалось. Данные по максимальному и минимальному количеству половозрелых дождевых червей на границе с загрязненными участками соответствовали общему количеству живых червей и составляли 215 и 190 экземпляров на границе с участком, загрязненным бензином при дозах внесения 0,5 и 2,0 кг/м соответственно, 200 и 185 экземпляров на границе с участком,

загрязненным дизельным топливом при дозах внесения 2 и 0,5 кг/м² соответственно, 223 и 113 экземпляров на границе с участком, загрязненным нефтью, при внесении 2,5 и 10 кг/м² соответственно.

Максимальное количество коконов червей после тридцатисуточного действия нефтепродуктов обнаружено на границе с участком загрязнения бензином, минимальное – на границе с участками загрязнения дизельным топливом. На участках, загрязненных бензином, дизельным топливом и нефтью, коконов не обнаружено. Вероятно, коконы на 30-й день после внесения загрязнителей полностью разложились, новые коконы не откладывались. При сравнении контрольного участка и находящихся на удалении 1 м от загрязненных бензином, дизельным топливом, нефтью существенных различий в количестве коконов не отмечено. При сравнении контрольных участков и находящихся на границе с загрязнением нефтью наблюдались существенные различия в количестве коконов. Максимальное количество коконов на границе с участками, загрязненными нефтью при концентрации 2,5 кг/м², составило 75 экземпляров.

Анализ среднестатистических данных по численности червей контрольных участков и находящихся на удалении одного метра от загрязненных нефтью, бензином и дизельным топливом не выявил существенных различий в общем количестве живых червей. На границе с участками, загрязненными бензином, общее количество живых червей было максимально при его внесении 4 кг/м², минимально при внесении 1 кг/м².

На границе с участком, загрязненным дизельным топливом, общее количество живых червей было максимально при его внесении 0,5 кг/м², минимально при внесении 4 кг/м². На границе с участком, загрязненным нефтью, общее количество живых червей было максимально при ее внесении 2,5 кг/м², минимально при внесении 15 кг/м². Таким образом, на границе с участками загрязнений снижалась численность дождевых червей, что свидетельствует о миграции дождевых червей в течение определенного периода времени.

Необходимо отметить, что максимальное количество червей *Lumbricus rubellus* H. обнаружено на границе загрязненного участка при внесении дизельного топлива 0,5 кг/м² и составило 142 экземпляра (65,1%), минимальное – при внесении нефти 15 кг/м² и составило 43 экземпляра (19,7%). Максимальное количество червей *Octolasion lacteum* O. обнаружено на границе загрязненного участка

при внесении дизельного топлива $0,5 \text{ кг/м}^2$ и составило 88 экземпляров (57,9%). На 30-й день на площадках, загрязненных бензином $0,5 \text{ кг/м}^2$ и дизельным топливом 2, 1, $0,5 \text{ кг/м}^2$, обнаружены дождевые черви двух видов. Максимальное количество червей *Lumbricus rubellus* H. обнаружено на площадке при внесении бензина $0,5 \text{ кг/м}^2$ и составило 120 экземпляров (55%), минимальное – при внесении дизельного топлива 2 кг/м^2 и составило 28 экземпляров (12,8%). Максимальное количество червей *Octolasion lacteum* O. обнаружено на площадке при внесении бензина $0,5 \text{ кг/м}^2$ и составило 48 экземпляров (31,5%), минимальное – при внесении дизельного топлива 2 кг/м^2 и составило 17 экземпляров (11,1%).

Следовательно, при относительно невысоких концентрациях бензина и дизельного топлива наблюдается снижение токсичности нефтепродуктов и вторичное заселение загрязненных участков беспозвоночными животными. Площадки с нефтезагрязнениями заселяются беспозвоночными значительно позже.

На 90-й день дождевые черви были обнаружены на площадках, загрязненных бензином 4, 2, 1, $0,5 \text{ кг/м}^2$, дизельным топливом 2,1, $0,5 \text{ кг/м}^2$, нефтью 2,5 и 5 кг/м^2 . Полученные данные по количеству червей на участках с загрязнениями позволяют считать, что дождевые черви начинают заселять участки, загрязненные нефтью. На всех участках, загрязненных бензином, обнаружены дождевые черви, численность которых обратно пропорциональна концентрации загрязнений. Результаты исследования на 90-е сутки после загрязнения почвы представлены в табл. 21.

Таблица 21

Результаты полевых исследований на 90-е сутки
после внесения загрязнений

Вид загрязнений	Концентрация, кг/м^2	Место обитания	Кол-во коконов червей, экз./ м^2	Общее кол-во живых червей, экз./ м^2
		Контроль	$525 \pm 8,4$	$408 \pm 6,0$
Бензин	4	Загрязнение	0	$23 \pm 4,1$
		Граница	$473 \pm 12,0$	$272 \pm 9,4$
		1 м от загр-я	$522 \pm 9,4$	$407 \pm 6,5$
	2	Загрязнение	0	$35 \pm 8,4$

Вид загрязнений	Концентрация, кг/м ²	Место обитания	Кол-во коконов червей, экз./м ²	Общее кол-во живых червей, экз./м ²
		Контроль	525±8,4	408±6,0
		Граница	478±9,4	278±8,0
		1 м от загр-я	528±6,0	408±6,0
	1	Загрязнение	0	45±8,4
		Граница	483±8,3	288±9,4
		1 м от загр-я	530±5,1	408±6,0
	0,5	Загрязнение	0	107±9,7
		Граница	483±8,3	303±12
		1 м от загр-я	527±4,1	407±4,1
Дизельное топливо (летнего типа)	4	Загрязнение	0	0
		Граница	473±12,0	272±9,4
		1 м от загр-я	522±9,4	402±6
	2	Загрязнение	0	65±8,4
		Граница	468±13,8	273±9,7
		1 м от загр-я	513±9,7	400±7,2
	1	Загрязнение	0	143±11
		Граница	483±8,3	303±12
		1 м от загр-я	527±4,1	407±4,1
	0,5	Загрязнение	0	153±9,7
		Граница	483±8,3	308±11,8
		1 м от загр-я	527 ±4,1	407 ±4,1
Нефть	15	Загрязнение	0	0
		Граница	322±10,6	338±6
		1 м от загр-я	527±4,1	407±4,1
	10	Загрязнение	0	0
		Граница	327±9,7	337±13,1
		1 м от загр-я	527 ±4,1	403±6,5
	5	Загрязнение	0	78±9,4
		Граница	342 ±9,7	352±6
		1 м от загр-я	527±4,1	403±6,5
	2.5	Загрязнение	0	145±8,4
		Граница	347±9,7	352±6
		1 м от загр-я	527±4,1	403±6,5

Полученные данные свидетельствуют, что соотношение численности между видами дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. и

Octolasion lacteum О. на протяжении всего весенне-осеннего сезона составляет 60 и 40%. Количество коконов пропорционально общему количеству дождевых червей и достигает максимальных значений в августе. Соотношение между количеством половозрелых и неполовозрелых дождевых червей в течение весенне-осеннего сезона составляет 70 и 30%.

В табл. 22 представлены данные по просачиваемости нефти и нефтепродуктов. Вертикальное движение нефтепродуктов происходило в течение 30 суток, наиболее интенсивно в первые 10 суток. Нефть просачивается глубже нефтепродуктов, меньше испаряется и оказывает длительное негативное влияние на почвенные биосистемы.

Таблица 22

Просачиваемость нефти и нефтепродуктов
в зависимости от длительности действия

Вид загрязнений	Доза внесения, кг/м	Просачиваемость нефти и нефтепродуктов, см			
		3-и сутки	10-е сутки	30-е сутки	90-е сутки
Бензин	4	10±0,5	15±0,4	16±0,5	16,5±0,5
	2	7,7±0,5	11,±0,7	12,±0,7	12,3±0,7
	1	3,8±0,4	6,8±0,4	7,5±0,5	7,5±0,5
	0,5	1,3±0,5	1,9±0,5	2,8±0,4	2,8±0,4
Дизельное топливо	4	9,7±0,5	15±0,5	17±0,5	17,3±0,5
	2	7,3±0,5	10±0,5	12±0,5	12,5±0,5
	1	3,7±0,5	6,2±0,5	7,2±0,4	7,2±0,4
	0,5	1,2 ±0,4	2 ±0,5	2,5 ±0,5	2,5±0,5
Нефть	15	11±0,7	31±0,8	33±0,7	33,8±0,7
	10	5,5±0,5	13 ±0,7	16±0,7	16,2±0,7
	5	3,7±0,5	6,2±0,5	7,2±0,4	7,2±0,4
	2,5	2,3±0,5	3,8±0,4	3,8±0,4	3,8±0,4

В табл. 23 представлены данные по остаточной концентрации нефти и нефтепродуктов, которые показывают, что бензин обладает высоким процентом испаряемости. К 90-м суткам при внесении 0,5 и 1 кг/м² остаточная концентрация нефтепродуктов не отличается от контроля. При внесении бензина 4 кг/м² к 90-м суткам остаточная концентрация уменьшается в 6 раз. При внесении дизельного топлива 0,5 кг/м² к 90-м суткам остаточная концентрация снижается

в 10 раз по отношению к 3-му дню. Сравнение остаточных концентраций бензина и дизельного топлива при одинаковых дозах внесения позволяет считать, что бензин испаряется быстрее дизельного топлива. Концентрация нефти остается на относительно высоком уровне и замедляет процессы естественного восстановления почв.

Таблица 23

Остаточная концентрация нефтепродуктов

Вид загрязнений	Первоначальная концентрация, кг/м ²	Остаточная концентрация нефтепродуктов, мг/кг			
		3-и сутки	10-е сутки	30-е сутки	90-е сутки
Контроль		< 50	< 50	< 50	< 50
Бензин А-80	0,5	165±35,9	135,7±25,7	62,7±15,7	< 50
	1	220,8±54,2	150,9±39,1	71,7±19,1	< 50
	2	372±102	264±66	80,5±20,1	50,4±12,6
	4	415,2±130,4	342±98,4	92,2±23,1	67,7±16,9
Дизельное топливо (летнего типа)	0,5	2256±760	1820±350	402±150	218,0±54,5
	1	4270±1094	3426±769	875±240	384,3±96
	2	9656±2414	5736±1434	1725±431,5	734,8±167
	4	13777±3444	7891±1973	4356±989	2120,3±528,3
Нефть	2,5	10787±2697	7100±1775	5107±1277	2333±583,3
	5	19427±4857	13545±3386	10656±2914	4876±1219,2
	10	31640±7910	25456±6045	20404±5101	10175±2044,0
	15	51680±10604	42220±10555	38416±8604	14981,6±3745,4

Для сравнительного анализа представлены данные нефтезагрязнений в районах нефтедобычи, где дождевые черви не были обнаружены (табл. 24).

Последующие исследования популяций дождевых червей позволили проследить интенсивность заселения загрязненных участков (табл. 25).

Таблица 24

Остаточная концентрация нефти на площадках нефтедобычи

Место-рождение	Площадка	Остаточная концентрация нефти по дням отбора, мг/м ²
Стрежевское	№ 1 Рекультивирована в 2003 г.	4800±1200
	№ 2 Рекультивирована в 2004 г.	44374±11093
Советское	№ 3 Рекультивирована в 1998 г.	60646 ±15161
	№ 4 Рекультивирована в 1999 г.	2680±670
	№ 5 Рекультивирована в 1999 г.	25269±6317

Таблица 25

Распределение дождевых червей через 15 месяцев после внесения загрязнителей

Вид загрязнений	Начальная концентрация, кг/м ²	Место обитания	Кол-во половозрелых червей, экз./м ²	Кол-во неполовозрелых червей, экз./м ²	Кол-во червей, <i>Lumbricus rubellus</i> H., экз./м ²	Кол-во червей, <i>Octolasion lacteum</i> O., экз./м ²
			Контроль	232±11	94±6,9	184±13,1
Бензин	4	Загрязнение	216±13,3	72±3,9	132±9,1	156±7,5
		Граница	203±4,7	69±11,1	137±9,0	135±13,6
		1 м от загр-я	212±10,3	95±8,4	218±8,0	89±9,4
	2	Загрязнение	226±9,3	72±3,3	140±9,61	158±4,3
		Граница	216±10,9	95±8,1	222±8,8	89±8,4
		1 м от загр-я	216 ±12,3	70±3,8	132±9,7	154±13,5
	1	Загрязнение	183±4,4	60±7,1	137±7,0	106±6,5
		Граница	219±12,3	72±3,3	135±9,1	156±14,8
		1 м от загр-я	242±11,6	94±6,9	184±13,1	152±9,2
0,5	Загрязнение	248±10,6	100±3,9	194±8,1	154±7,4	
	Граница	214±16,3	95±8,9	218±8,7	93±12,6	
	1 м от загр-я	212±14,3	95±9,4	218±8,7	89±9,3	
Дизельное топливо	4	Загрязнение	55±4,1	12±6,0	50±6,7	17±4,1
		Граница	228±6,0	86±8,8	191±12,1	123±4,1
		1 м от загр-я	237±12,0	80±8,8	195±9,8	122±6,0

Вид загрязнений	Начальная концентрация, кг/м ²	Место обитания	Кол-во половозрелых червей, экз./м ²	Кол-во неполовозрелых червей, экз./м ²	Кол-во червей, <i>Lumbricus rubellus</i> H., экз./м ²	Кол-во червей, <i>Octolasion lacteum</i> O., экз./м ²
			Контроль	232±11	94±6,9	184±13,1
(летнего типа)	2	Загрязнение	150±7,2	46±6,5	125±6,7	68±6,0
		Граница	217±11,0	78±6,0	181±6,7	113±12,0
		1 м от загр-я	209±10,1	68±9,4	169±12,4	108±13,8
	1	Загрязнение	200±11,0	68±9,4	167±12,0	102±16,6
		Граница	203±4,7	71±11,1	139±9,0	135±13,6
		1 м от загр-я	212±11,3	95±6,4	218±8,0	89±9,8
	0,5	Загрязнение	225±4,4	88±9,4	180±11,3	133±4,1
		Граница	223±10,1	95±8,1	222±8,8	96±8,7
		1 м от загр-я	227±6,0	80±8,3	185±12,1	122±4,0
Нефть	15	Загрязнение	0	0	0	0
		Граница	248±8,6	90±3,6	194±8,6	144±11,4
		1 м от загр-я	222±14,3	85±9,4	208±8,7	99±9,3
	10	Загрязнение	0	0	0	0
		Граница	216±11	72±6,0	175±6,7	112±12
		1 м от загр-я	220±4,4	83±9,7	175±10,3	128±4,4
	5	Загрязнение	75±4,0	22±6,6	70±6,8	27±4,9
		Граница	219±10,9	95±8,1	222±8,8	92±8,4
		1 м от загр-я	227±11	73±6	175±6,7	124±12
	2,5	Загрязнение	79±4,8	25±3,6	70±6,8	34±4,4
		Граница	216±11	68±9,4	179 ±12,0	105±16,6
		1 м от загр-я	204±6,9	75±6,3	167±13,3	112±11,7

Через 15 месяцев после внесения загрязнений дождевые черви обнаружены на площадках с концентрациями бензина 4, 2, 1, 0,5 кг/м², дизельного топлива 2, 1, 0,5 кг/м² и практически заселили участки, загрязненные нефтью. Следовательно, в этот период происходил естественный процесс восстановления почвы и заселения ее дождевыми червями.

Анализ полученных результатов по хроническому влиянию нефтезагрязнений на популяции дождевых червей в природной среде позволил выявить особенности их миграций в зависимости от вида, концентрации и длительности загрязнений (рис. 5).

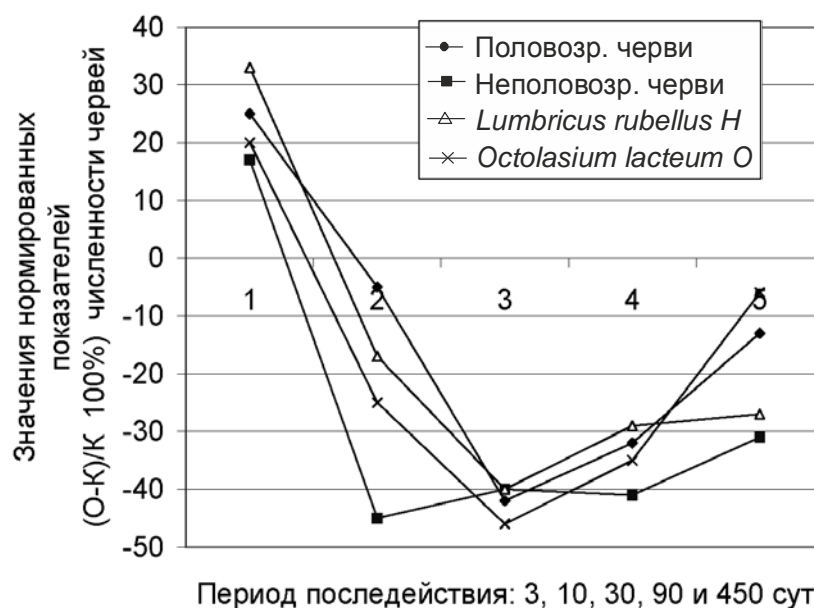


Рис. 5. Изменение численности дождевых червей на границе с участком, загрязненным бензином (4 кг/м²)

В связи с тем что бензин и дизельное топливо оказывают аналогичное влияние на выживаемость дождевых червей, рассмотрим динамику изменения численности червей в пограничной области при высокой концентрации бензина. В первые трое суток после внесения в почву бензина наблюдалась активная миграция червей в пограничную область. Через 10–30 суток численность червей снижалась в связи с более широким их распределением по местности. Через 90–450 суток происходило заселение загрязненных участков и нормализация численности половозрелых животных в приграничных областях.

Снижение уровня концентрации бензина и гибели дождевых червей на загрязненных участках увеличивало период активной миграции до 10 суток. Заселение загрязненной области происходило в течение 90–450 суток и сопровождалось повышением численности животных в приграничных участках. Следовательно, в исследованном интервале концентраций бензина и дизельного топлива нормализация почвенных экосистем для дождевых червей происходила в течение одного летнего сезона (рис. 6).

Влияние нефтезагрязнений при относительно невысокой концентрации (рис. 7) приводило к активной миграции животных в первые десять дней. Последующее повышение численности дождевых червей в приграничных областях в течение 90–450 суток связано с заселением загрязненных участков.

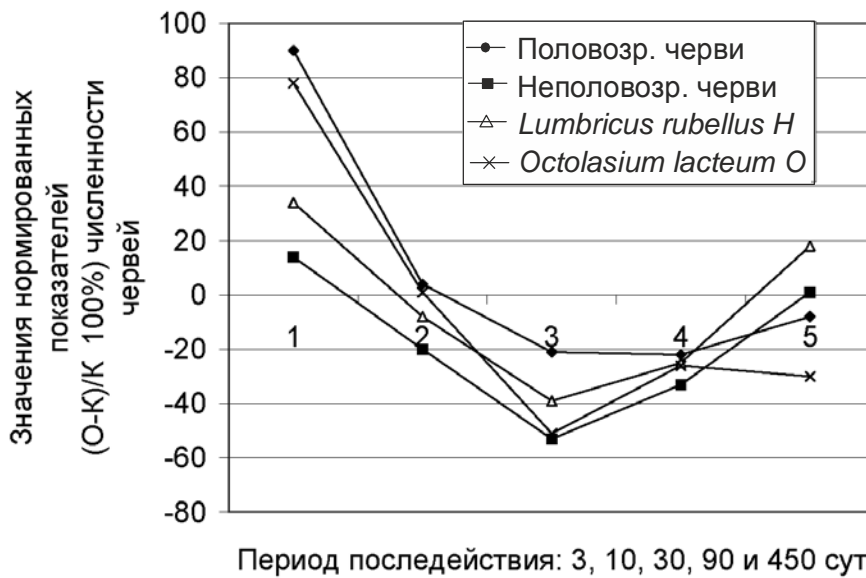


Рис. 6. Изменение численности дождевых червей при хроническом действии бензина ($0,5 \text{ кг/м}^2$) в приграничной области

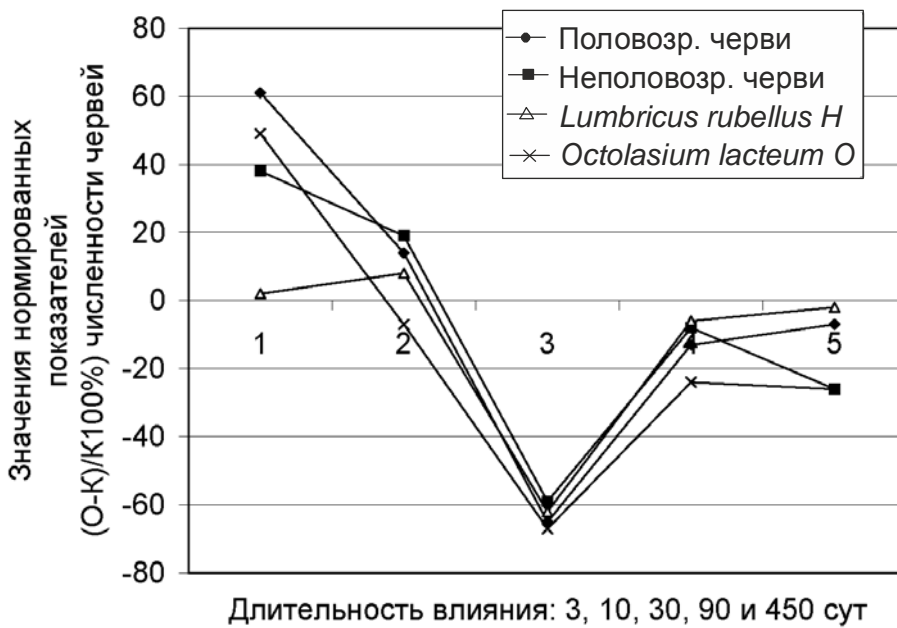


Рис. 7. Изменение численности дождевых червей при нефтезагрязнениях ($2,5 \text{ кг/м}^2$) в приграничной области

Увеличение концентрации нефтезагрязнений (рис. 8) вызывало сокращение периода активной миграции червей до трех суток, что, вероятно, связано с гибелью части животных при действии нефти. Наблюдалась и миграция животных из приграничных районов в течение 10–30 суток последействия. Повторное заселение участков происходило в течение 90–450 суток после внесения нефти. Следует отметить, что в зависимости от уровня и вида загрязнений изменялась длительность активной миграции и численность мигрирующих

червей, в то время как временные показатели повторного заселения приграничных участков варьировали незначительно.

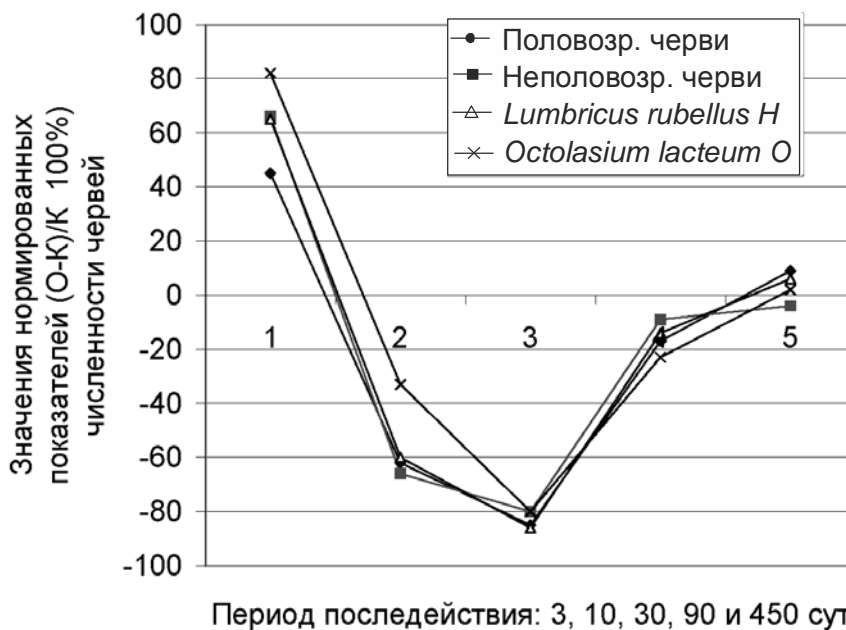


Рис. 8. Изменение численности дождевых червей при нефтезагрязнениях (15 кг/м²) в приграничной области

Заселяемость дождевыми червями загрязненных нефтью и нефтепродуктами участков представлена на рис. 9. Анализ данных свидетельствует о более активном заселении червями через 30 суток последействия площадок с загрязнением бензином и дизельным топливом.

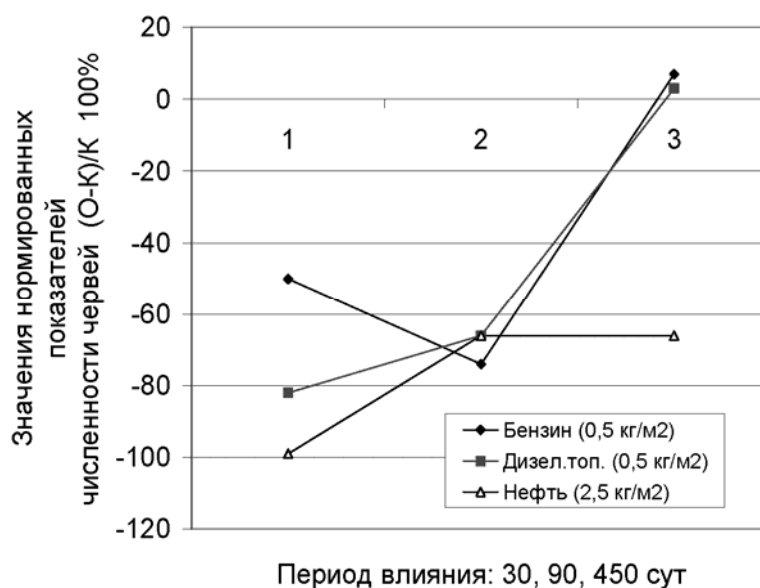


Рис. 9. Интенсивность заселения половозрелыми дождевыми червями загрязненных участков

На этих участках нормализовалась численность животных к 450-м суткам наблюдения. Дезактивация нефти происходила замедленными темпами: на нефтезагрязненных площадках животные появлялись через 90 суток, численность их была невысокой и сохранялась в последующий период наблюдений.

Данные, полученные группой казанских зоологов в полевых исследованиях с разной нагрузкой товарной нефтью (6, 12, 24, 48 л/м²) на влажном лугу в лесостепи Высокого Заволжья, показали, что при минимальной нагрузке 6 и 12 л/м² основная масса крупных беспозвоночных погибает в первые дни после загрязнений (Артемьева, 1989). Снижение численности беспозвоночных животных происходило в результате гибели педобионтов в верхнем 10-сантиметровом слое почвы при наиболее высокой концентрации нефти (Кибардин и др., 1987). Проведя анализ горизонтального перемещения дождевых червей, мы пришли к выводу, что дождевые черви в первые дни после загрязнения погибают частично. Часть из них уходит на границу с загрязнением. На 3-й день после загрязнения нефтью количество червей на границе с загрязненными участками было максимальным при внесении 5 кг/м². При изучении влияния на педобионтов сильного загрязнения почвы нефтью на территории нефтепромыслов Татарии в подзоне южной тайги в дерново-подзолистых почвах наблюдалось значительное угнетение дождевых червей в приграничной зоне. Наличие разлагающихся дождевых червей на 10-й день свидетельствует о том, что черви повторно мигрировали на площадки, загрязненные бензином и дизельным топливом. На площадках, загрязненных нефтью, разлагающихся червей не обнаружено.

Восстановление численности дождевых червей происходит за счет их горизонтальной миграции с границы загрязнения. Скорость формирования беспозвоночной фауны почв при загрязнении бензином, дизельным топливом и нефтью в значительной степени определяется процессами деградации нефтепродуктов в почве (Пиковский, 1993). На 90-й день после внесения бензина на загрязненных площадках наблюдали дождевых червей. Восстановление численности дождевых червей на площадках, загрязненных бензином, начинается при его остаточной концентрации в интервале от 67,7 до 71,7 мг/кг. Данный интервал в нормативном документе «Порядок определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами» (1993) классифицируется как допустимый уровень загрязнения

почвы. Интервал остаточной концентрации бензина от 71,7 до 67,7 мг/кг – начало восстановления численности дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. Для вида *Octolasion lacteum* O. данный интервал находится в пределах 62,7–67,7 мг/кг.

Восстановление численности дождевых червей на площадках, загрязненных нефтью, начинается после того, как остаточная концентрация нефти снижается до 4876–5107 мг/кг почвы. Восстановление численности дождевых червей идет параллельно снижению остаточной концентрации нефтепродуктов. Изменение нефти в почвах, ее деградация происходит под влиянием трех основных взаимосвязанных факторов: микробиологического, физического и химического. Физические процессы ведут к испарению легких фракций, вымыванию и рассеиванию за пределы площади загрязнений части углеводородов, что может значительно уменьшать концентрацию нефти, снижать токсичность, в отдельных случаях может происходить возобновление роста травянистой растительности, заселение педобионтами (Пиковский, 1993). Ряд авторов отмечает снижение содержания нефти в первый год после загрязнений. В зоне средней тайги, по данным Н.П. Ильина, И.Г. Калачниковой (1982), через год после нефтезагрязнений осталось 35% углерода нефти, в южной тайге через 3 месяца – 32%. Результаты исследований свидетельствуют о различной длительности отрицательного воздействия нефтяного загрязнения на дождевых червей в зоне лесостепи, на пастбищах, в южной тайге и ельниках. В южной тайге при дозе внесения нефти 24 кг/м² численность дождевых червей начинает восстанавливаться через 1–2 года.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно считать, что выживаемость дождевых червей в почве, загрязненной нефтепродуктами, подчиняется кинетике неконкурентного ингибирования. При равных концентрациях бензин приводит к большей смертности дождевых червей, чем дизельное топливо и нефть. Выявлен комплекс поведенческих реакций, характерный при загрязнении почвы нефтепродуктами. Все животные по характеру поведенческих реакций разделяются на три группы. Поведенческие реакции остаются без изменений. Количество червей, отнесенных к этой группе, составляет в среднем для нефти 15%; бензина и дизельного топлива 89%. Дождевые черви поднимаются до границы просачивания нефтепродуктов, начинают двигаться вдоль нее, проявляя

ответную реакцию на загрязнение в поисках чистой почвы. Количество червей, отнесенных к данной группе, составляет в среднем 60% для нефти, 10% для бензина и дизельного топлива. Дождевые черви проходят слой почвы, загрязненный сырой нефтью, перпендикулярно границе просачивания и выходят на поверхность. Количество червей, отнесенных к данной группе, составляет в среднем 25% для нефти, 1% для бензина и дизельного топлива.

Остаточные концентрации нефти и нефтепродуктов в почве, при которых начинается восстановление плотности популяции дождевых червей, составляют для бензина 70 мг/кг, дизельного топлива 2000 мг/кг, нефти 5000 мг/кг. Показано, что приграничная зона миграции дождевых червей в условиях загрязнения почвы нефтепродуктами не превышает 1 м. Дождевые черви *Lumbricus rubellus* H. более устойчивы к загрязнению почвы нефтепродуктами, чем *Octolasion lacteum* O. Установлено, что у дождевых червей, подвергшихся влиянию нефти и нефтепродуктов, происходит снижение числа амебоцитов с нормальной формой ядер и увеличение числа амебоцитов с измененной формой ядер. Параллельно с процессами, приводящими к патологиям клеток, развиваются и компенсаторные процессы: система репарации нарушений в молекулах ДНК и активного выявления и элиминации генетически поврежденных клеток (Карташев, Козлов, Грязнов, 2006).

На основании проведенных исследований можно дифференцировать адаптивные реакции популяции дождевых червей при хроническом влиянии нефтезагрязнений и нефтепродуктов.

Первый этап адаптивных изменений популяции червей характеризуется частичной гибелью и горизонтальной миграцией животных из загрязненной области. Второй этап – миграция особей из приграничных районов, третий этап – постепенное заселение дождевыми червями загрязненных участков пропорционально почвообразовательным восстановительным процессам (Карташев, Смолина, 2011).

Используя полученные зависимости, можно оценивать состояние восстановления почвенного покрова при нефтезагрязнениях. Результаты исследований в комплексе с другими биологическими показателями применялись для оценки состояния почв в широком диапазоне загрязнений нефтью и нефтепродуктами.

2.2. Почвенные нематоды – биоиндикаторы нефтезагрязнений и сеноманских растворов

Нематоды являются необходимым компонентом биогеоценозов и вместе с простейшими представлены во всех группах почвенных животных. Почвенные нематоды активно перерабатывают растительный опад, стимулируют активность микроорганизмов и участвуют в круговороте питательных веществ. Нематоды основную часть жизненного цикла проводят в почве и подвержены влиянию почвенной среды. Загрязнение почвы негативно влияет на сообщества нематод. Биоиндикационные методы экологического состояния почв использовались для оценки нефтезагрязнений (Карташев, Смолина, 2011; Залялетдинова, Карташев, 2016). Почвенные нематоды рекомендованы для прогнозирования состояния почв и мониторинга изменений окружающей среды. Нематоды чувствительны к изменению среды обитания, характеризуются коротким циклом развития, не мигрируют, встречаются повсеместно. Необходимо отметить, что влияние нефти, сеноманских растворов и нефтепродуктов на сообщества почвенных нематод Западной Сибири практически не исследовалось.

Нематодофауна изучалась в Новосибирской и Томской областях в прикорневой почве, в тканях корней и стеблей различных культур. Описано 117 видов нематод, относящихся к 42 родам, 8 семействам, объединенных в 4 отряда и 2 подкласса. Нематоды представлены различными систематическими группами как количественно, так и качественно. Наибольшее число видов представлено отрядом Tylenchidae – 58, из них 3 семейства – Noplolaimidae, Aphelenchoididae, Tylenchidae – занимают в качественном отношении наибольший удельный вес. Отмечается высокая частота встречаемости и количественное преобладание видов из семейства Aphelenchoididae. На втором месте по богатству видов находится отряд Rhabditida, который насчитывает 28 видов. Преобладают виды из отряда Tylenchida. Представленные виды нематод характеризуются высокой частотой встречаемости и являются основными, определяющими фауну нематод в исследуемых пробах почв и тканях растений. Роды нематод *Aphelenchus*, *Paraphelenchus*, *Panagrolaimus*, *Cephalobus*, *Chiloplacus* широко распространены, *Alaimus*, *Monhystera*, *Diplogastrellus*, *Deladenus* встречаются редко (Герман, 1969).

Фауна нематод прикорневой почвы представлена 78 видами. Большинство из них (52 вида) найдено и в растениях, 26 видов обитает только в почве. Встречаемость разных групп почвенных нематод неодинакова. Преобладающими среди них являются представители отряда *Tylenchida* – 33 вида, что составляет 42% от общего числа найденных почвенных нематод. Наиболее многочисленными в отряде по видовому разнообразию являются два рода: *Aphelenchoides* и *Ditylenchus*, количественное большинство видов представляют *Aphelenchus avenae* и *Paraphelenchus pseudoparietinus*. В таежной зоне Томской области преобладают виды родов *Thylenchorhynchus*, *Parapheleychus*, *Aphelenchus*. Исследования почвенных нематод в Западной Сибири немногочисленны. Изучение естественных сообществ почвенных нематод, включая экспериментальные исследования, позволило выявить закономерности их расселения и особенности формирования сообществ в биоценозах.

Структура сообществ почвенных нематод изменяется при действии нефти в широком диапазоне и может использоваться при биоиндикации уровня загрязнений (табл. 26). При хроническом влиянии товарной нефти с концентрацией 50, 100 и 200 г/кг на сообщества почвенных нематод наблюдались изменения в количестве родов, трофической структуре и численности (Калташев, Калашникова, 2018).

Таблица 26

Роды почвенных нематод при различной концентрации нефти в почве

Род почвенных нематод	Концентрация внесенной нефти, г/кг				Эколого-трофические группы нематод (Yeates et al., 1993)
	0	50	100	200	
<i>Coslenchus</i>	+	+	+	+	Аср
<i>Lelenchus</i>	+	+	+	+	Аср
<i>Filenchus</i>	+	+	+	+	Аср
<i>Plectus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Chiloplacus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Acrobeles</i>	+	-	-	-	Б
<i>Acrobeloides</i>	+	+	+	+	Б
<i>Panagrolaimus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Eucephalobus</i>	+	-	-	-	Б

Род почвенных нематод	Концентрация внесенной нефти, г/кг				Эколого-трофические группы нематод (Yeates et al., 1993)
	0	50	100	200	
<i>Cephalobus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Aphelenchoides</i>	+	+	+	+	М
<i>Aphelenchus</i>	+	+	+	+	М
<i>Heterocephalobus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Mesodorylaimus</i>	+	+	+	+	П
<i>Eudorylaimus</i>	+	+	+	+	П
<i>Criconema</i>	+	–	–	–	Пр
<i>Paratylenchus</i>	+	+	+	+	Пр
<i>Wilsonema</i>	+	–	–	–	Б
<i>Prismatolaimus</i>	+	–	–	–	Б
<i>Diphtherophora</i>	+	–	–	–	М
<i>Tylencholaimus</i>	+	+	+	+	М
<i>Clarkus</i>	+	+	–	–	Х
<i>Mononchus</i>	+	–	–	–	Х
<i>Tylenchus</i>	+	+	+	+	Аср
Всего таксонов	26	18	16	16	
<i>Примечание:</i> Аср – нематоды, ассоциированные с растениями; Б – бактериотрофы; М – микотрофы; Пр – паразиты растений; П – поллитрофы; Х – хищники					

В зависимости от концентрации нефти, вносимой на поверхность почвы, из сообществ нематод элиминировалось до 50% родов. В сообществах оставались роды нематод с низкими значениями коэффициентов по шкале Бонгера. Происходила перестройка сообществ нематод с появлением нематод-колонизаторов с коротким жизненным циклом, высокой плодовитостью и значительными колебаниями численности. Двухвершинный подъем весенне-летней динамики общей численности нематод сменялся одновершинным (рис. 10).

Максимальные значения общей численности нематод при загрязнении нефтью наблюдались в июле. Доминирующей эколого-трофической группой в сообществах нематод являлись бактериотрофы. После элиминации 50% родов бактериотрофов выжившие роды характеризовались высокой численностью. Вероятно, данная группа нематод питалась нефтебактериями (Калюжин, 2007). Следовательно, роды нематод *Acrobeloides*, *Cephalobus* могут использоваться в качестве биоиндикаторов интенсивности разложения нефти

микроорганизмами. Нефтезагрязнения стимулировали повышение численности грибов, участвующих в разложении нефти, и специализирующихся нематод-микотрофов, в частности *Aphelenchus*, *Aphelenchoides*.

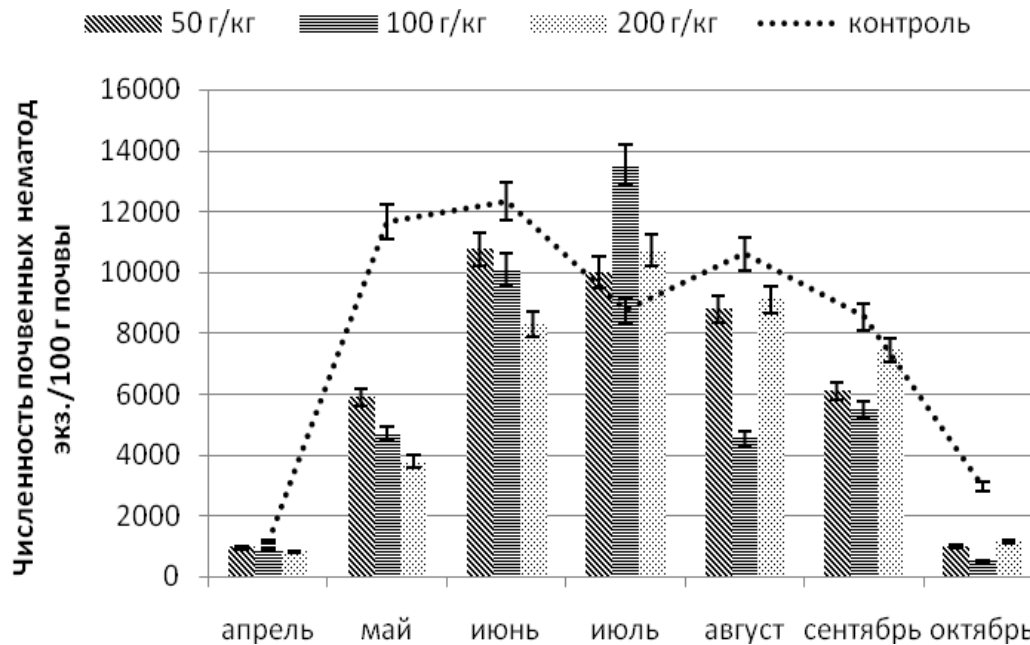


Рис. 10. Сезонная динамика общей численности почвенных нематод в весенне-осенний период при внесении нефти на поверхность почвы

Выделенные роды нематод рассматривались в качестве биоиндикаторов интенсивности микотрофного разложения нефти. В зависимости от устойчивости к нефтезагрязнениям построен трофический ряд: нематоды, ассоциированные с растениями, микотрофы, бактериотрофы, паразиты растений, политрофы, хищники.

В Западной Сибири для поддержания пластового давления при разработке нефтяных месторождений применяются подземные растворы сеноманского водоносного комплекса (Дьяконова, 2012). Как показала практика, растворы полностью пригодны для постоянной и временной закачки на всех стадиях разработки нефтяных месторождений. Применение высокоминерализованных растворов предотвращает заражение сероводородом нефтяных пластов. Основными составляющими сеноманских растворов, используемых в наших исследованиях, являлись катионы натрия и калия (10 222 мг/л), катионы кальция (517 мг/л), анионы гидрокарбоната (317 мг/л), анионы хлора (16 774 мг/л). Плотность воды при температуре 20 °С составляла в среднем 1,014 г/см³, кислотность – 5,0, общая жесткость –

393. Минерализация изменялась от 20 до 36 г/л, в среднем 28 г/л. Содержание твердых взвешенных веществ 250 мг/л.

Разливы высокоминерализованных растворов из сеноманских пластов, которые используются для поддержания пластового давления, опасны для окружающей среды. В результате аварий происходило засоление почв и деградация растительного покрова. На территории Ломового месторождения в результате прорыва водоводов площадь распространения минерализованных вод достигала 16 га, и растительность полностью деградировала. Растворы с высокой скоростью впитывались в почву и распространялись на большие площади. На Васюганской группе нефтяных месторождений ОАО «Томскнефть» имеются десятки гектаров с погибшим растительным покровом в результате влияния сеноманских растворов. В работах Е.Д. Лапшиной и В. Блойтен (1999) изучалась растительность олиготрофных болот на нефтяных месторождениях Томской области. Авторы наблюдали гибель древесного и кустарничкового ярусов, травянистых растений и сфагновых мхов в результате загрязнения сеноманскими растворами.

В результате исследований влияния высокоминерализованных сеноманских растворов с концентрацией 50, 100 и 200 г/кг на сообщества почвенных нематод в естественных условиях выявлены изменения в количестве родов, трофической структуре и сезонной динамике численности (табл. 27).

Таблица 27

Роды почвенных нематод при различных концентрациях сеноманских растворов

Род почвенных нематод	Эколого-трофические группы нематод (Yeates et al., 1993)	Значение по с-р шкале (Bonger, 1990)	Концентрация внесенного сеноманского раствора, г/кг			
			0	50	100	200
<i>Coslenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Lelenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Filenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Plectus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Chiloplacus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Acrobeles</i>	Б	2	+	–	–	–
<i>Acrobeloides</i>	Б	2	+	+	+	+

Род почвенных нематод	Эколого-трофические группы нематод (Yeates et al., 1993)	Значение по с-р шкале (Bonger, 1990)	Концентрация внесенного сеноманского раствора, г/кг			
			0	50	100	200
<i>Panagrolaimus</i>	Б	1	+	+	+	+
<i>Eucephalobus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Aphelenchoides</i>	М	2	+	+	+	+
<i>Aphelenchus</i>	М	2	+	+	+	+
<i>Heterocephalobus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Mesodorylaimus</i>	П	5	+	+	+	+
<i>Eudorylaimus</i>	П	5	+	+	+	+
<i>Criconema</i>	Пр	3	+	+	+	-
<i>Paratylenchus</i>	Пр	2	+	+	+	+
<i>Cervidellus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Mesorhabditis</i>	Б	1	+	-	-	-
<i>Wilsonema</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Prismatolaimus</i>	Б	3	+	-	-	-
<i>Diphtherophora</i>	М	3	+	-	-	-
<i>Tylencholaimus</i>	М	4	+	+	+	+
<i>Clarkus</i>	Х	4	+	-	-	-
<i>Mononchus</i>	Х	4	+	+	+	+
<i>Tylenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
Всего родов			26	21	21	20

Примечание: Аср – нематоды, ассоциированные с растениями; Б – бактериотрофы; М – микотрофы; Пр – паразиты растений; П – политрофы; Х – хищники

Анализ полученных данных позволил заметить изменения в структуре сообществ. Наблюдалась элиминация пяти родов почвенных нематод в загрязненной почве с концентрациями сеноманских растворов 50 г/кг и 100 г/кг и шести родов при 200 г/кг. Отклонения от контрольных значений находились в диапазоне от 20 до 23 %. Доминирующей группой почвенных нематод по количеству таксонов, как и в контрольных участках, являлись бактериотрофы. При действии сеноманских растворов из сообщества нематод элиминировались три рода бактериотрофов: *Prismatolaimus*, *Mesorhabditis*, *Acrobeles*. Рассматривая трофическую структуру нематод по численности каждой эколого-трофической группы, обнаружили доминиро-

вание трех групп: бактериотрофов, нематод, ассоциированных с растениями, и микотрофов. Ассоциированные с растениями нематоды изменялись по численности без элиминации родов в зависимости от концентраций сеноманских растворов. Аналогичная ситуация была характерна и для политрофов. Элиминация одного рода нематод *Criconema*, паразитов растений, происходила при загрязнении опытного участка раствором с концентрацией 200 г/кг. Для остальных эколого-трофических групп была характерна элиминация одного рода при исследуемых концентрациях сеноманских растворов. Таким образом, устойчивость к минерализованным растворам имела следующую последовательность: нематоды, ассоциированные с растениями; бактериотрофы; политрофы; паразиты растений; микотрофы; хищники.

При загрязнении участков светло-серых лесных почв сеноманскими растворами отмечались изменения в сезонной динамике общей численности почвенных нематод (рис. 11).

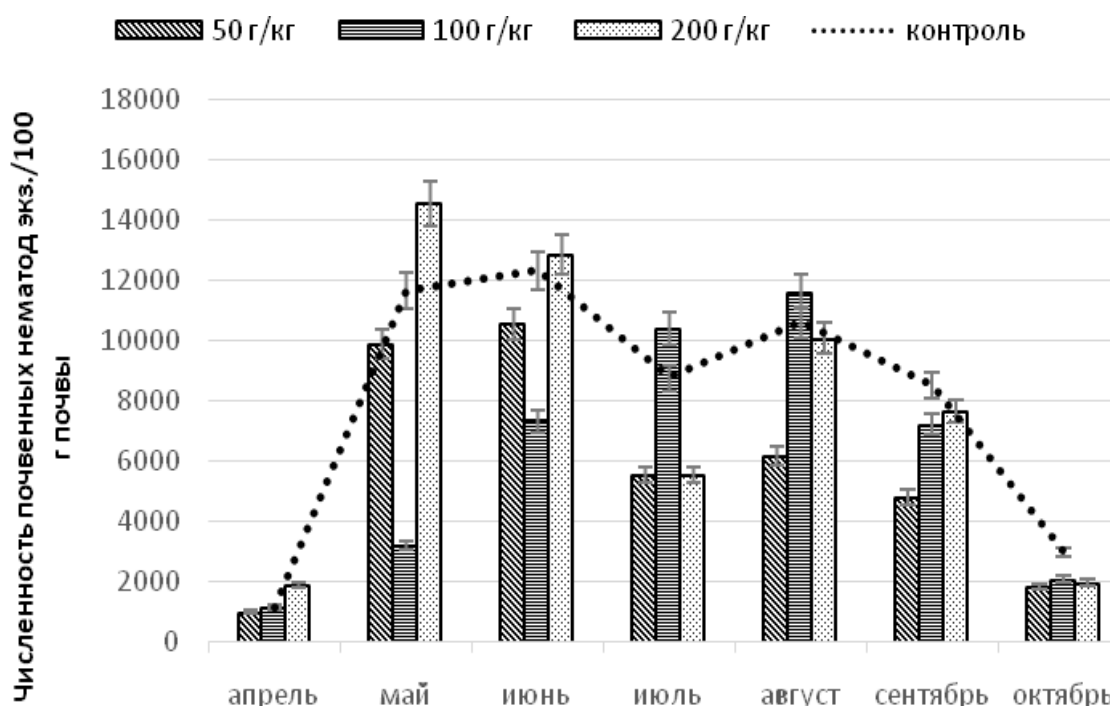


Рис. 11. Сезонная динамика общей численности почвенных нематод в весенне-осенний период при внесении сеноманских растворов на поверхность почвы

В зависимости от концентраций сеноманских растворов из сообществ нематод элиминировались 5–6 родов. При загрязнении поверхностного слоя почвы растворами с концентрацией 50 г/кг

наблюдалось снижение общей численности нематод в июне на 12–15%, в июле на 42–43%. Для загрязнений при концентрации растворов 100 г/кг характерно изменение сезонной динамики численности, двухвершинный подъем численности сменялся одновершинным с максимальными значениями в августе. При увеличении концентрации сеноманских растворов до 200 г/кг общая численность почвенных нематод превышала контрольные значения. В трофической структуре по численности нематод доминировали три группы: бактериотрофы, нематоды, ассоциированные с растениями и микотрофы.

Рассмотрим влияние сеноманских растворов на эколого-трофические группы почвенных нематод.

Анализ результатов, позволил заметить высокую численность бактериотрофов во всех изучаемых образцах почвы (рис. 12).

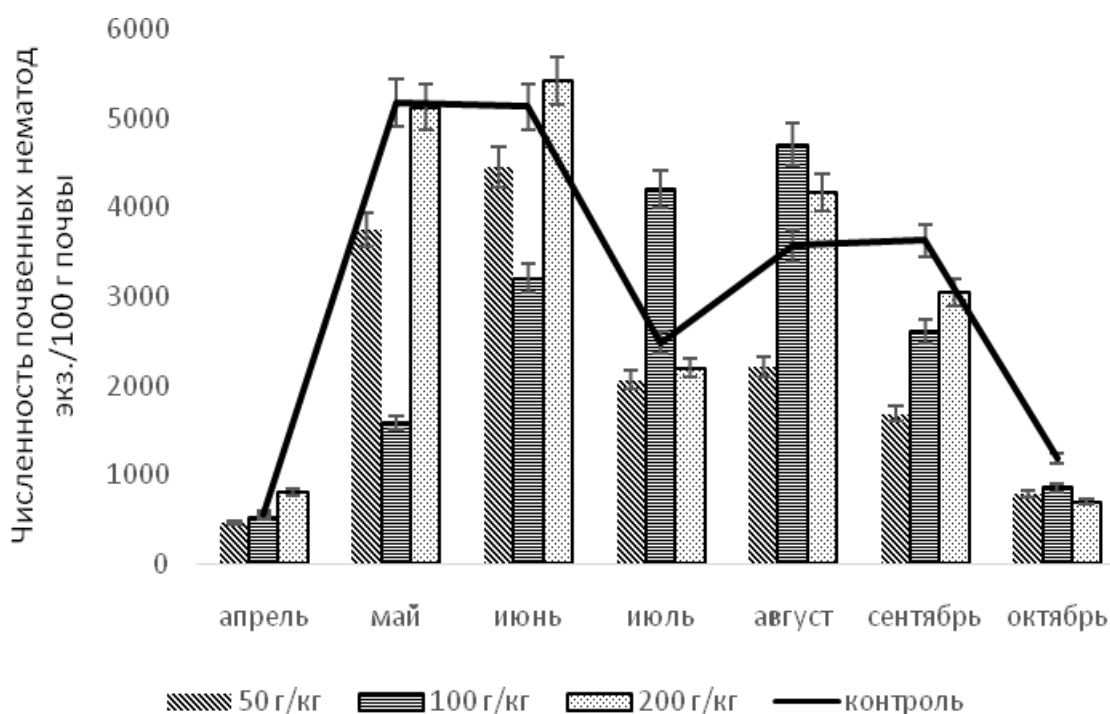


Рисунок 12. Сезонная динамика численности нематод-бактериотрофов в светло-серых лесных почвах в зависимости от концентрации сеноманских растворов

Для концентраций 50 г/кг и 200 г/кг сохранялся двухвершинный подъем сезонной численности нематод. Максимальные значения численности проявлялись в июне, минимальные – в июле. При загрязнении почвы растворами с концентрацией 100 г/кг сохранялся

одновершинный подъем численности с максимумом в августе. Для сообществ бактериотрофов в загрязненных участках почвы при концентрации сеноманских растворов 200 г/кг было характерно повышение численности в июне и августе. Рост численности бактериотрофов в засоленных почвах происходил за счет нематод из семейств Cephalobidae, Panagrolaimidae. Роды нематод *Chiloplacus*, *Acrobeloides*, *Eucephalobus*, *Cephalobus*, *Heterocephalobus*, *Cervidellus* являлись преобладающими в почвах при увеличении концентрации солей. Необходимо отметить благоприятное влияние сеноманских растворов с концентрацией 200 г/кг на сообщества бактериотрофов в первые месяцы после внесения солей в почву. Элиминировались три рода неустойчивых к минерализации нематод: *Prismatolaimus*, *Mesorhabditis*, *Acrobeles*.

При загрязнении минеральными растворами с концентрацией 50 г/кг в начале вегетации не наблюдались изменения в численности ассоциированных с растениями нематод (рис. 13).

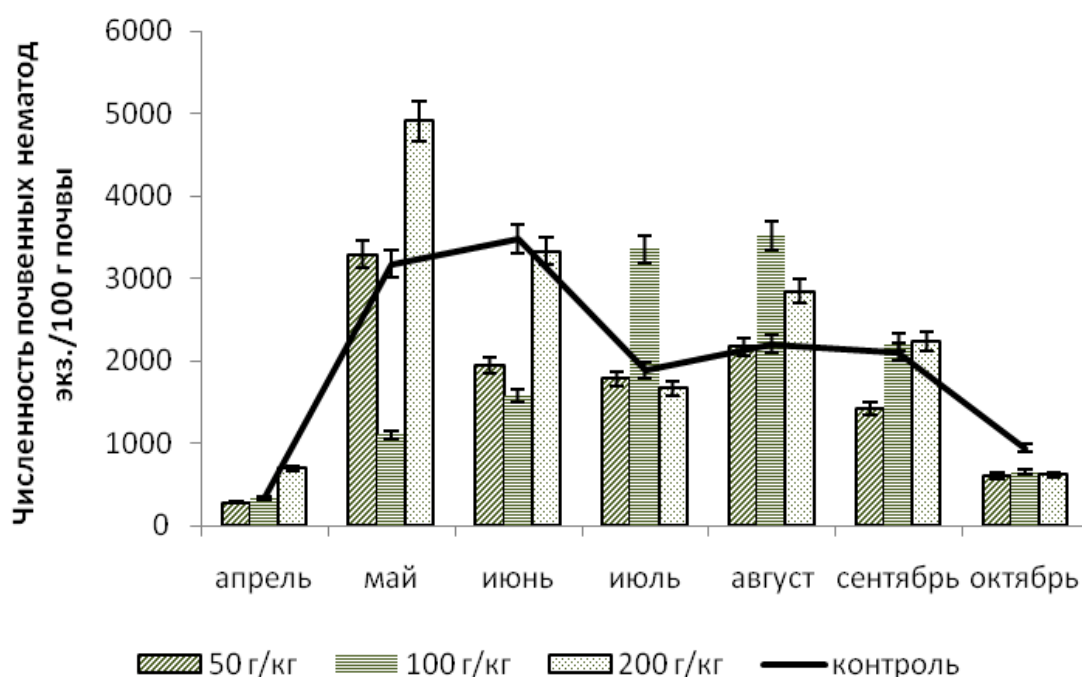


Рисунок 13. Сезонная динамика численности нематод, ассоциированных с растениями, в зависимости от концентрации сеноманских растворов

Отклонение от контрольных значений происходило в среднем на 10%. В июне численность почвенных нематод снижалась на 44% по сравнению с контрольным участком. В июле и августе

численность ассоциированных с растениями нематод восстанавливалась до контрольных значений, в конце вегетации снижалась на 30%. После внесения на поверхность почвы сеноманских растворов с концентрацией 100 г/кг в апреле численность нематод не изменилась. В течение вегетации наблюдался постепенный подъем численности нематод до максимального значения в августе, равного 3521 экз./100 г почвы, с последующим снижением. Для концентрации сеноманских растворов 200 г/кг характерно повышение численности ассоциированных с растениями нематод в мае до максимального значения 4912 экз./100 г почвы с восстановлением численности до контрольных значений в сентябре. Элиминация ассоциированных с растениями нематод не наблюдалась при всех исследуемых концентрациях сеноманских растворов. Для ассоциированных с растениями нематод был характерен динамический тип адаптации сообществ к сеноманским растворам.

Для микотрофов характерно колебание численности в течение вегетационного периода при действии сеноманских растворов (рис. 14).

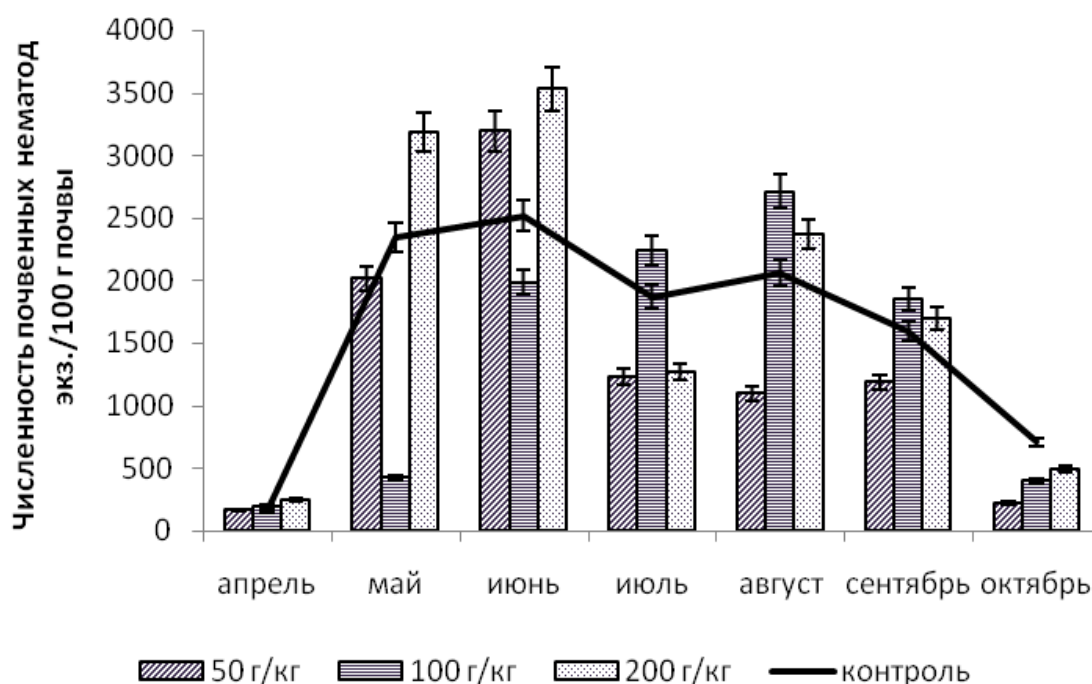


Рисунок 14. Сезонная динамика численности нематод-микотрофов в светло-серых лесных почвах в зависимости от концентрации сеноманских растворов

После внесения сеноманских растворов в концентрации 50 г/кг на поверхность почвы в апреле численность микотрофов не изменялась. В июне наблюдалась высокая численность, превышающая контрольные показатели на 20%. После июньского повышения численность микотрофов снижалась. При загрязнении почвы сеноманскими растворами с концентрацией 100 г/кг сезонная динамика численности микотрофов становилась одновершинной с максимумом 2709 экз./100 г почвы в августе. Изменения сезонной динамики численности нематод-микотрофов при загрязнении сеноманскими растворами концентрацией 200 г/кг аналогичны изменениям численности при концентрации 50 г/кг. Высокая численность нематод наблюдалась в мае, июне и низкая – в августе, что связано с развитием почвенной микофлоры. Следовательно, повышение минеральных веществ в почве стимулировало развитие грибной флоры, что приводило к повышению численности нематод-микотрофов.

Численность рода нематод, который относится к паразитам растений, снижалась с июня. При загрязнении с концентрацией 50 г/кг численность нематод повышалась в мае и снижалась с июня до октября по сравнению с контрольными значениями. При загрязнении сеноманскими растворами с концентрацией 200 г/кг значения численности нематод превышали контрольные показатели в мае и снижались с июня до сентября. При концентрации минеральных растворов 100 г/кг нематоды-паразиты растений находились в угнетенном состоянии, за исключением мая и октября.

Численность нематод-политрофов находилась в угнетенном состоянии начиная с мая (рис. 15). Происходила последовательная элиминация всех родов политрофных нематод. Хищные роды нематод присутствовали с июля по сентябрь в небольшом количестве.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно считать, что влияние высокоминерализованных сеноманских растворов носит негативный характер, изменяет структуру сообществ почвенных нематод и приводит к элиминации 7 родов. Таксономическая устойчивость почвенных нематод к сеноманским растворам представлена следующей последовательностью: нематоды, ассоциированные с растениями, бактериотрофы, микотрофы, паразиты растений, политрофы и хищники.

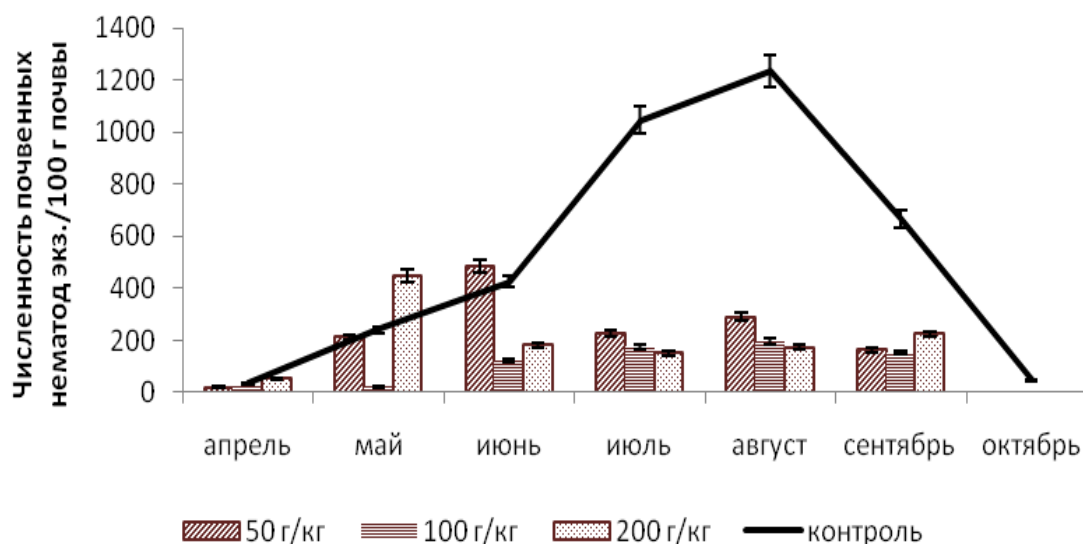


Рис. 15. Сезонная динамика численности нематод-политрофов в светло-серых лесных почвах в зависимости от концентраций сеноманских растворов

Дифференцированная устойчивость эколого-трофических групп нематод к минерализованным растворам позволяет рекомендовать их для разработки биоиндикационных методов контроля уровня засоленности почв.

2.3. Влияние бензина на сообщества нематод

Наиболее негативное влияние на сообщества нематод в естественных условиях наблюдалось при действии бензина. Фауна почвенных нематод деградировала под действием автомобильного бензина. Внесение бензина на поверхность почвы приводило к снижению общей численности нематод. В наших исследованиях использовался автомобильный бензин с октановым числом 92, содержание свинца не более 0,01 г/дм³, марганца не более 18 мг/дм³, массовая доля серы не более 0,05%, объемная доля бензола не более 5%, плотность при 15 °С от 725 до 780 кг/м³. На опытных площадках вносили следующие концентрации бензина: 50, 100 и 200 г/кг.

В первый месяц после загрязнения бензином общая численность нематод сократилась на 80% по сравнению с контролем, во второй месяц – на 83% (рис. 16).

При внесении различных концентраций бензина на поверхность почвы изменялся характер сезонной динамики численности почвенных нематод. Двухвершинный подъем численности нематод сменял-

ся одновысотным. Максимальные значения общей численности почвенных нематод при загрязнении бензином наблюдались в июле. В течение периода исследования общая численность почвенных нематод снижалась.

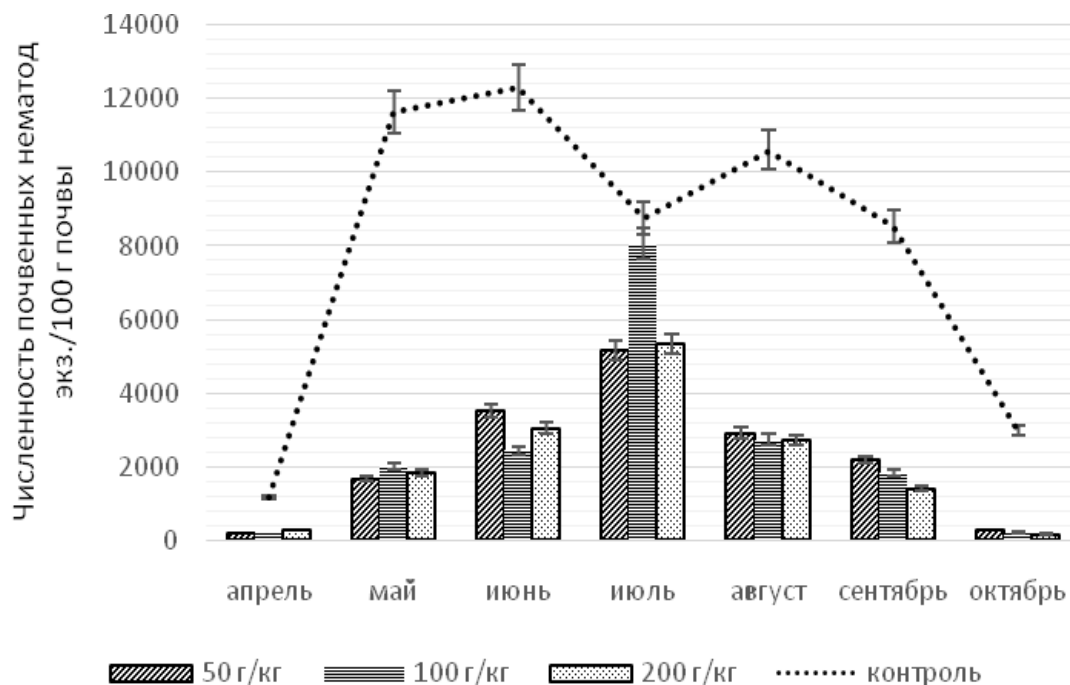


Рис. 16. Среднестатистические значения общей численности почвенных нематод при внесении бензина на поверхность почвы в разных концентрациях

Сравнивая полученные данные с влиянием нефти на сообщества нематод, необходимо отметить более выраженное снижение их численности при загрязнении бензином. Общая численность почвенных нематод при загрязнениях бензином снижалась относительно численности при загрязнении нефтью более чем на 50%.

Происходило снижение таксономического разнообразия почвенных нематод в загрязненных участках (табл. 28).

В зависимости от концентрации бензина количество таксонов снижалось от 7 до 16. Доминировали по численности нематоды *Acrobeloides*, *Chiloplacus*, *Aphelenchoides*, *Aphelenchus*, *Panagrolaimus*. В первый месяц после внесения бензина на поверхность почвы структура сообществ нематод была представлена двумя эколого-трофическими группами: бактериотрофами и микотрофами. В период исследования в сообществах восстанавливались нематоды, ассоциированные с растениями, паразиты растений, политрофы.

Возможно, это связано с испарением бензина с поверхности почвы и вымыванием атмосферными осадками.

Таблица 28

Таксономическое представительство почвенных нематод при различной концентрации бензина в почве

Род почвенных нематод	Эколого-трофические группы нематод (Yeates et al., 1993)	Значение по с-р шкале (Bongers, 1990)	Концентрация внесенного бензина, г/кг			
			0	50	100	200
<i>Coslenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Lelenchus</i>	Аср	2	+	–	–	–
<i>Filenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Plectus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Chiloplacus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Acrobeles</i>	Б	2	+	–	–	–
<i>Acrobeloides</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Panagrolaimus</i>	Б	1	+	+	+	+
<i>Cephalobus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Aphelenchoides</i>	М	2	+	+	+	+
<i>Aphelenchus</i>	М	2	+	+	+	+
<i>Heterocephalobus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Mesodorylaimus</i>	П	5	+	–	–	–
<i>Eudorylaimus</i>	П	5	+	+	+	–
<i>Criconema</i>	Пр	3	+	–	–	–
<i>Paratylenchus</i>	Пр	2	+	+	+	+
<i>Cervidellus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Mesorhabditis</i>	Б	1	+	+	+	+
<i>Wilsonema</i>	Б	2	+	+	–	–
<i>Prismatolaimus</i>	Б	3	+	–	–	–
<i>Diphtherophora</i>	М	3	+	–	–	–
<i>Tylencholaimus</i>	М	4	+	–	–	–
<i>Clarkus</i>	Х	4	+	–	–	–
<i>Mononchus</i>	Х	4	+	–	–	–
<i>Tylenchus</i>	Аср	2	+	–	–	–
Всего таксонов			26	16	15	14
Примечание: Аср – нематоды, ассоциированные с растениями; Б – бактериотрофы; М – микотрофы; Пр – паразиты растений; П – политрофы; Х – хищники						

Бензиновое загрязнение формировало одновершинный тип сезонной динамики численности нематод. В зависимости от устойчивости к загрязнению бензином можно построить ряд групп: бактериотрофы, микотрофы, нематоды, ассоциированные с растениями, паразиты растений, политрофы, хищники.

Необходимо отметить, что эколого-трофические группы нематод характеризуются дифференцированной устойчивостью к бензиновому загрязнению.

Доминирующая эколого-трофическая группа почвенных нематод представлена бактериотрофами (рис. 17). Анализ данных, представленных на рис. 17, позволил отметить изменения в динамике численности бактериотрофов при загрязнении бензином с концентрациями 50, 100 и 200 г/кг. Наблюдался одновершинный сезонный подъем численности бактериотрофов с максимальными значениями в июле.

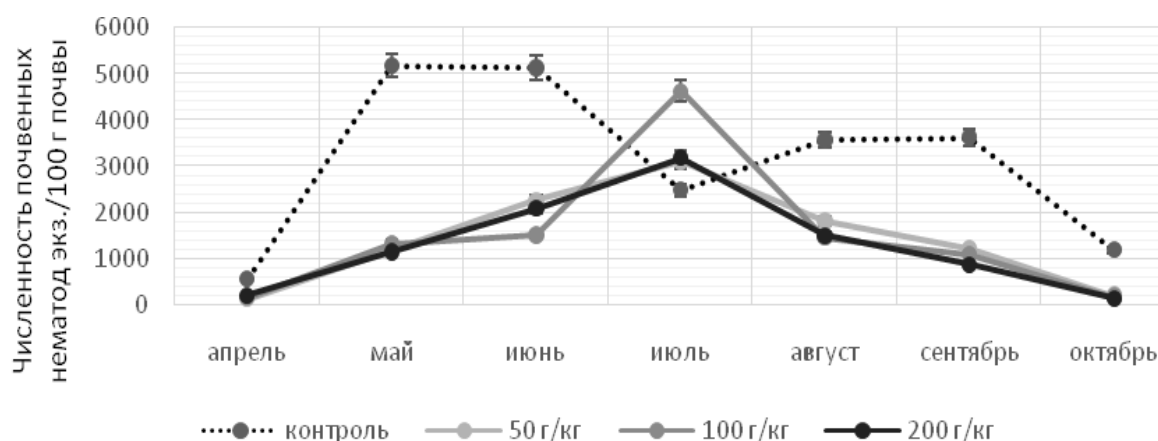


Рис. 17. Сезонная динамика численности нематод-бактериотрофов в светло-серых лесных почвах в зависимости от концентрации внесенного бензина

Наиболее устойчивыми родами к загрязнению бензином являлись *Cervidellus*, *Aphelenchoides*, *Cephalobus*, *Acrobeloides*, *Chiloplacus*, *Eucephalobus*, которые сохранялись и в июле превышали по численности контрольные показатели.

Для микотрофов при бензиновом загрязнении почвы характерно значительное снижение численности с одновершинным подъемом в июле (рис. 18). Микотрофы в загрязненных бензином почвах занимали второе место по численности после бактериотрофов. Повышенная численность микотрофов в июле находилась в противофазе

с сезонным снижением показателей контрольной группы. Следовательно, адаптивное повышение численности микотрофов и бактериотрофов связано с элиминацией неустойчивых к бензину видов и снижением конкуренции.

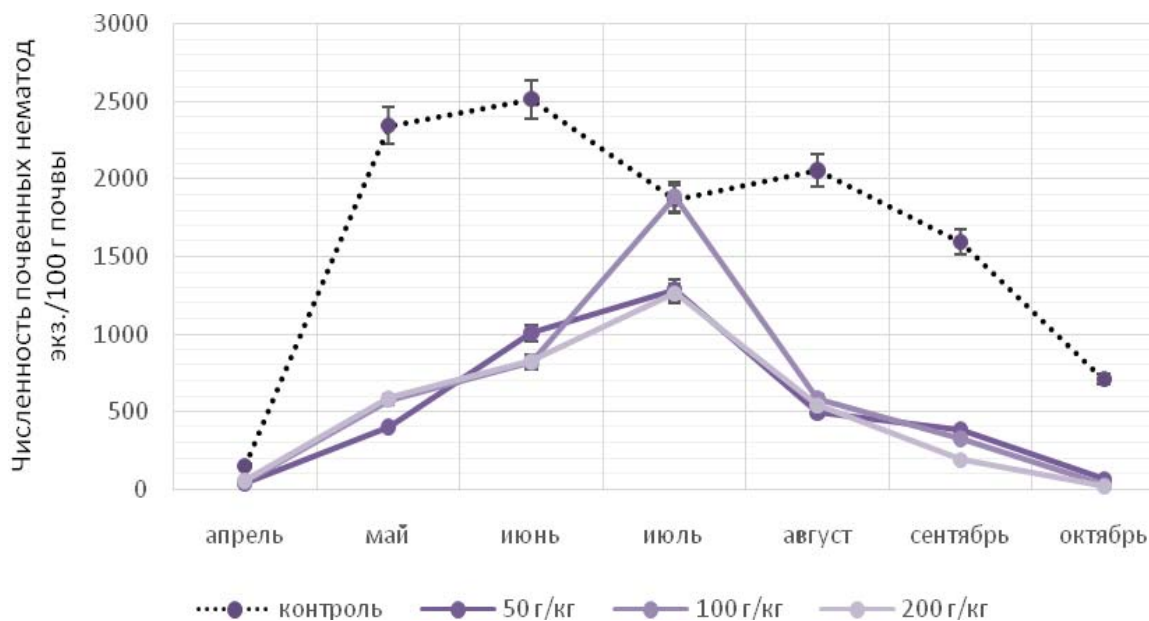


Рис. 18. Сезонная динамика численности нематод-микотрофов в светло-серых лесных почвах в зависимости от концентрации бензина

Анализ динамики сезонной численности нематод, ассоциированных с растениями, позволил заметить их появление в мае. Произошла перестройка эколого-трофических групп в сообществах нематод.

При внесении бензина на поверхность почвы в качестве субдоминантов можно рассматривать микотрофов. Ассоциированные с растениями нематоды являлись субдоминантами на контрольных участках. Численность субдоминантных групп нематод снижалась под влиянием бензина.

Наиболее чувствительны к загрязнению бензином политрофы, паразиты растений и хищники. Паразиты растений присутствовали в загрязненных пробах почвы начиная с июля, что, возможно, связано с испарением бензина с поверхности почвы. Хищники на загрязненных бензином почвах не встречались.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно считать, что токсическое влияние бензина в диапазоне концен-

траций 50–200 г/кг почвы не зависело от уровня загрязнений. Наиболее выраженное токсическое влияние бензина проявлялось в первые два месяца после внесения загрязнений. Бензиновое загрязнение изменяло сезонную динамику общей и эколого-трофической численности почвенных нематод и формировало одновершинный тип. Бензиновое загрязнение приводило к развитию структурного типа адаптаций во всех эколого-трофических группах сообществ почвенных нематод. Оно сокращало видовое разнообразие с 26 до 7 родов, значительно снижало численность почвенных нематод и вызывало изменения в структуре сообществ. Наблюдалось перераспределение в субдоминантной группе почвенных нематод: ассоциированные с растениями нематоды вытеснялись микотрофами.

На основании анализа результатов исследования предлагается ряд бензиноустойчивых родов: бактериотрофы, микотрофы, нематоды, ассоциированные с растениями, паразиты растений, политрофы, хищники.

Установлен структурный тип адаптаций сообществ почвенных нематод к токсическому влиянию бензина: элиминация неустойчивых к бензину видов, снижение сезонной численности выживших видов и повышение численности бактериотрофов и микотрофов в июле. Адаптивное повышение численности микотрофов, как и бактериотрофов, связано с элиминацией неустойчивых к бензину видов и уменьшением конкуренции.

В лабораторных исследованиях установлены временные этапы адаптации сообществ почвенных нематод к нефтезагрязнениям, последовательно развивающиеся в течение месяца. Первый этап наблюдался в течение четырех суток с момента внесения загрязнителя, характеризовался значительным снижением численности почвенных нематод и элиминацией неустойчивых родов. Из сообществ нематод элиминировались *Mesodorylaimus*, *Diphtherophora*, *Wilsonema*, *Eucephalobus*, *Acrobeles*, *Mesorhabditis*. Второй этап – период резистентности – захватывал восьмые, тринадцатые сутки, характеризовался частичным или полным восстановлением численности выживших родов почвенных нематод в зависимости от концентрации нефтезагрязнений. Третий этап – стабилизация численности и формирование нового родового разнообразия сообществ нематод в условиях нефтезагрязнений, наблюдался в 15-е–24-е сутки. Наиболее устойчивыми к нефтезагрязнениям являлись группы нематод,

ассоциированных с растениями, паразиты растений, бактериотрофы и микотрофы.

Изучение влияния сеноманских растворов на сообщества почвенных нематод в лабораторных условиях позволило рассмотреть адаптацию сообществ, развивающихся в направлении дифференцированной устойчивости различных групп нематод. В течение первых четырех суток происходила элиминация неустойчивых к засолению почв нематод: *Wilsonema*, *Eucephalobus*, *Acrobeles*, *Mesorhabditis*, *Diphtherophora*. Выжившие почвенные нематоды дифференцировались на три группы: повышающие численность в исследованном диапазоне концентраций сеноманских растворов, снижающие численность и нематоды с колебательным характером адаптивных изменений численности. По степени устойчивости к минерализованным растворам таксономические группы нематод можно рассмотреть в порядке убывания следующим образом: нематоды, ассоциированные с растениями, паразиты растений, микотрофы, бактериотрофы, политрофы, хищники.

При действии бензина в лабораторных условиях в течение первых четырех суток элиминировалось более 60 % – почвенных нематод 14 родов из 20. К восьмым суткам видовое разнообразие сократилось дополнительно на 2 рода, к тринадцатым – на 1 род и к 24-м суткам сообщество нематод перестало существовать при концентрации бензина, равной 200 г/кг. Следовательно, основной отбор по устойчивости к бензину происходил в течение первых четырех суток. В течение последующих суток наблюдался дифференцированный отбор в зависимости от концентрации и длительности влияния загрязнителя. Происходило выпадение нематод с колебательным типом численности. К наиболее устойчивым родам почвенных нематод к бензину можно отнести *Chiloplacus*, *Acrobelloides* и *Aphelenchoides*.

Таким образом, при повышении интенсивности загрязнений в сообществах почвенных нематод происходили адаптивные изменения по трем основным направлениям. Первая группа изменений связана с понижением численности и элиминацией неустойчивых к фактору видов нематод.

Вторая группа изменений – повышение численности и видового разнообразия устойчивых родов почвенных нематод.

Третья группа изменений – развивались колебательные процессы численности нематод в период действия загрязнений.

При повышении интенсивности действующих факторов колебательные процессы численности нарушались. Устойчивые нематоды переходили в группу неустойчивых, снижали численность и элиминировались. Сообщества упрощались до уровня сохранения пионерных видов или сменялись другими примитивными сообществами нематод. Критическая концентрация нефти, нефтепродуктов и сеноманских растворов, при которой происходила элиминация нематод, составляла 50 г/кг.

При биоиндикации нефтезагрязнений, нефтепродуктов и минерализованных растворов использовалось родовое разнообразие нематод в качестве указателей.

Численность эколого-трофических групп может использоваться при оценке уровня загрязнений и интенсивности восстановительных процессов сообществ почвенных нематод. Повсеместная распространенность почвенных нематод позволяет рекомендовать их в качестве универсального биоиндикационного теста при антропогенных загрязнениях почв.

2.4. Почвенные инфузории – биоиндикаторы нефтезагрязнений и нефтепродуктов

Инфузории – высокоорганизованные представители простейших, обитающие в почвах, водоемах: морских, пресных, и живых организмах, являющиеся неотъемлемым компонентом как природных, так и техногенных экосистем. Особая функция инфузорий заключается в их индикационном значении как показателей степени антропогенного воздействия на окружающую среду (Приходько, 2009; Никитина, Приходько и др., 2011).

Для простейших почва представлена системой микроводоемов. Они живут в почвенных порах, заполненных гравитационной или капиллярной водой, и часть жизни могут находиться в адсорбированном состоянии на поверхности почвенных частиц, в тонких прослойках пленочной влаги. Интерес вызывает тот факт, что некоторые виды почвенных инфузорий освоили не только почву, но и растения. Например, инфузории *Colpodacucellus* и *C. stein* встречались как в верхних горизонтах почвы, так и на стволах деревьев,

в пазухах листьев растений, в вогнутых шляпках грибов. Инфузории были найдены на стадии активной фазы трофозоитов и цист на стадии покоя. Достаточно небольшой капельки росы, чтобы произошел процесс эксцистирования, в росе достаточно питательных веществ, обеспечивающих размножение и рост инфузорий.

Инфузории и жгутиконосцы в условиях нормально увлажненной почвы заселяют заполненные почвенным раствором капилляры, лакуны и межгранулярные структурные полости. Некоторые почвы, характеризующиеся благоприятными водными, пищевыми и специальными условиями, содержат обильную фауну простейших. Любая почва может иметь значительное количество инфузорий во всех ее частях. Они обычно присутствуют в богатых органическим веществом песчаных почвах с широкими межгранулярными щелями.

Для оценки влияния нефти на сообщества почвенных инфузорий в естественных биоценозах светло-серых лесных и болотных почв поверхностно загрязнялись площадки размером 1 м² товарной нефтью при одноразовом внесении нефти с концентрацией 20, 100 и 200 г/кг. В качестве контрольных площадок использовались незагрязненные участки аналогичных светло-серых лесных и болотных почв. Отбор проб осуществляли каждую неделю в пяти точках на каждом участке. Образцы почвы отбирались из поверхностных горизонтов А₀, А₁, А₁А₂. Оценивалась численность каждого вида почвенных инфузорий, находящихся под влиянием нефти, действующей хронически в течение двухлетнего периода. В лабораторных и полевых исследованиях использовалась товарная нефть Лугенецкого месторождения (Залялетдинова, Карташев, 2016).

Сравнительный анализ данных, полученных в опытах с загрязнением почвы нефтью с концентрацией 20, 100 и 200 г/кг, выявил, что изменения численности почвенных инфузорий происходили в первые дни после внесения нефти (рис. 19).

Влияние на численность цилиат оказывали небольшие концентрации нефти – 20 г/кг. Увеличение концентрации нефтезагрязнений до 100 г/кг приводило к снижению численности почвенных инфузорий. Высокая гибель инфузорий наблюдалась в первые сутки нефтезагрязнений. В последующий период численность инфузорий изменялась в зависимости от видовой устойчивости. Минимальное значение численности почвенных инфузорий соответствовало концентрации нефти 100 г/кг почвы. Снижение численности цилиофау-

ны, возможно, связано с изменением влажности. Известно, что при нефтезагрязнениях изменяется водопроницаемость почвы. Отрицательное влияние углеводородной пленки и эмульсии нефтепродуктов на культуры инфузорий подтверждают исследования Л.И. Никитиной, А.В. Жукова, А.В. Приходько (2011).

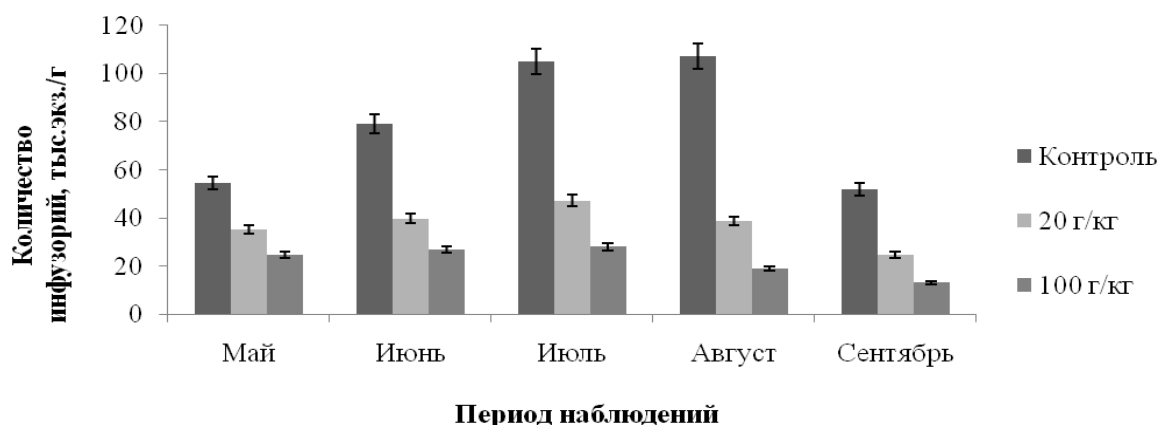


Рис. 19. Изменение общей численности почвенных инфузорий в зависимости от концентрации нефти

Установлено, что при низкой остаточной концентрации нефти восстановление численности сообществ инфузорий происходит в период весенне-летнего сезона (рис. 20).

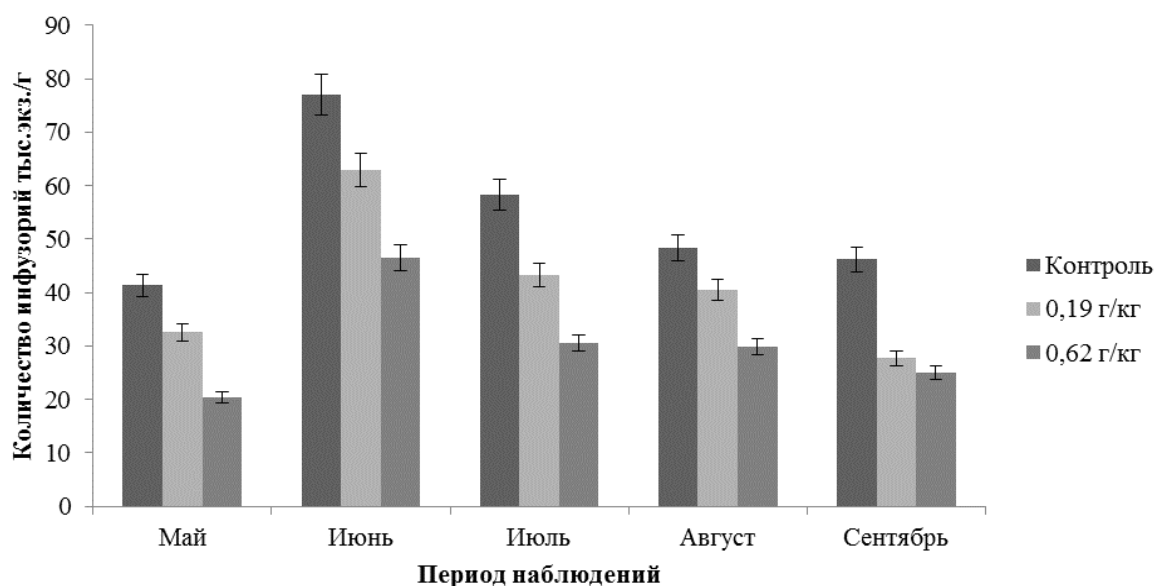


Рис. 20. Изменение общей численности почвенных инфузорий в зависимости от концентрации нефти в восстановительный период

Вероятно, процесс восстановления численности почвенных инфузорий связан с остаточным токсическим влиянием нефти на почву. Характер сезонной динамики численности инфузорий остался без изменений. В июне наблюдалось повышение численности почвенных инфузорий в опытном участке с концентрацией внесенной нефти 20 г/кг и 100 г/кг почвы. Происходило постепенное восстановление их численности. Остаточные концентрации нефти в светло-серых лесных почвах Томского района представлены в табл. 29.

Таблица 29

Остаточная концентрация нефти на экспериментальных участках светло-серых лесных почв

Вносимая доза, кг/м ²	Остаточная концентрация нефти, г/кг
20	0,19±0,1
100	0,62±0,15

В сентябре общая численность почвенных инфузорий в загрязненных участках сравнялась, но не превышала их количество в контрольных участках, что указывало на снижение токсичности нефти в опытных участках.

На основании анализа полученных данных можно выделить четыре вида инфузорий: *Chilodonella cucullus*, *Colpoda taupasii*, *Glaucoma pyriformis* и *Litontusva rsaviensis*, присутствие которых прослеживалось в течение 2-летнего периода наблюдений.

При действии нефти на почву происходило снижение численности инфузорий в течение периода наблюдений и в большей степени при концентрации нефтезагрязнений, равной 100 г/кг почвы. Необходимо отметить синхронность в сезонных колебаниях численности инфузорий на контрольных и опытных участках, что свидетельствовало о сохранении сезонной динамики численности. Сглаживание сезонной динамики численности инфузорий происходило при увеличении концентрации нефти до 200 г/кг.

Численность инфузорий при концентрации нефти в почве 0,19 г/кг, оставшейся после внесения 20 г/кг, сравнялась с контрольной (рис. 21). Через год после внесения нефти с концентрацией 100 г/кг численность почвенных инфузорий вида *Chilodonella cucullus* увеличилась на загрязненных участках с остаточной кон-

центрацией 0,62 г/кг, что связано со снижением концентрации ароматических углеводородов, токсичных для беспозвоночных животных.



Рис. 21. Сезонная динамика численности *Chilodonella cucullus* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 в зависимости от интенсивности нефтезагрязнений

Восстановление численности почвенных инфузорий происходило пропорционально снижению остаточной концентрации нефти (рис. 22).

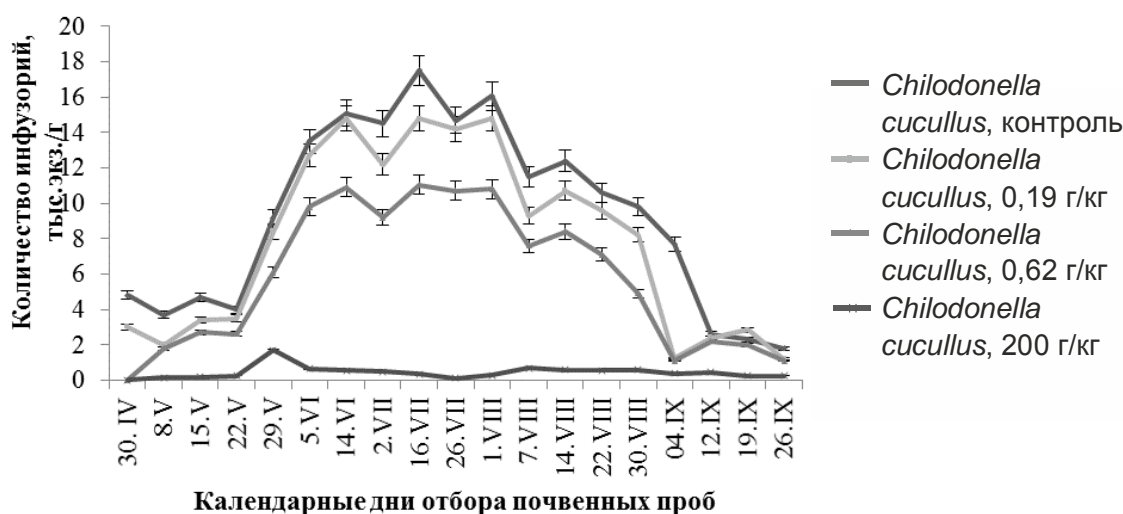


Рис. 22. Сезонная динамика численности *Chilodonella cucullus* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 в восстановительный период

Рассматривая изменение численности вида *Chilodonella cucullus* в условиях высокого уровня нефтезагрязнений (200 г/кг), необходимо отметить депрессивный период в течение первых 29 суток. В течение последующих 17 суток численность изменялась в пределах $0,85 \pm 0,3$ тыс. экз./г.

Снижение численности инфузорий под влиянием нефти характерно и для вида *Colpoda taupasi* (рис. 23). Изменения проявлялись в увеличении частоты колебаний сезонной динамики численности в опытной группе почвенных инфузорий, что указывает на напряженность адаптивных процессов в популяциях при действии нефти (Карташев, 2014).

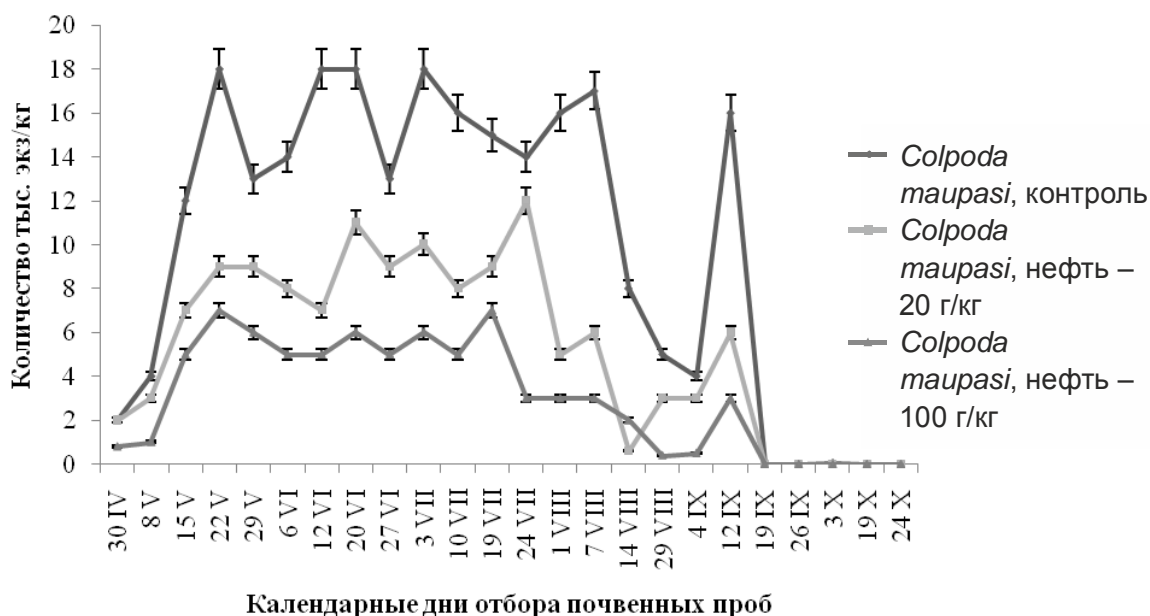


Рис. 23. Сезонная динамика численности *Colpoda taupasi* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 в зависимости от интенсивности нефтезагрязнений

Сезонная динамика численности почвенных инфузорий *Colpoda taupasi* в восстановительный период характеризовалась повышением (рис. 24). Наблюдалось увеличение числа особей с конца мая при концентрации нефти 0,19 г/кг после первичного загрязнения 20 г/кг. Проведенные исследования через год после внесения нефти показали, что *Colpoda taupasi* увеличила численность на загрязненных участках и выровняла сезонную динамику. На экспериментальном участке с содержанием нефти 0,19 г/кг численность инфузорий практически не отличалась от контрольного участка.

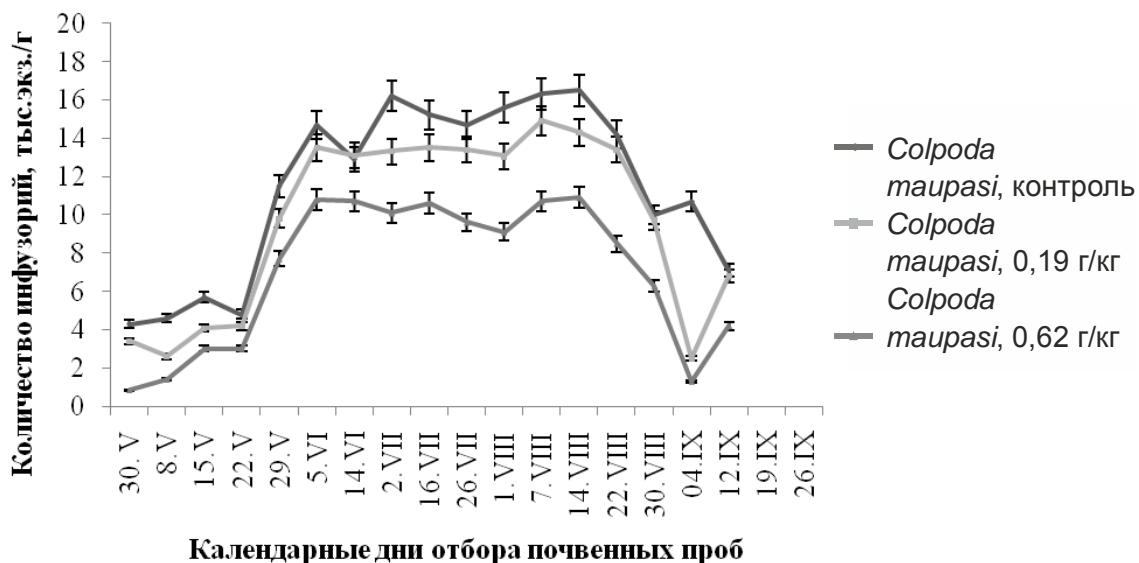


Рис. 24. Сезонная динамика численности *Colpoda taupasi* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 в зависимости от интенсивности нефтезагрязнений в восстановительный период

Для вида *Glaucoma pyriformis* было характерно выраженное нарушение сезонной динамики численности пропорционально концентрации нефтезагрязнений (рис. 25).

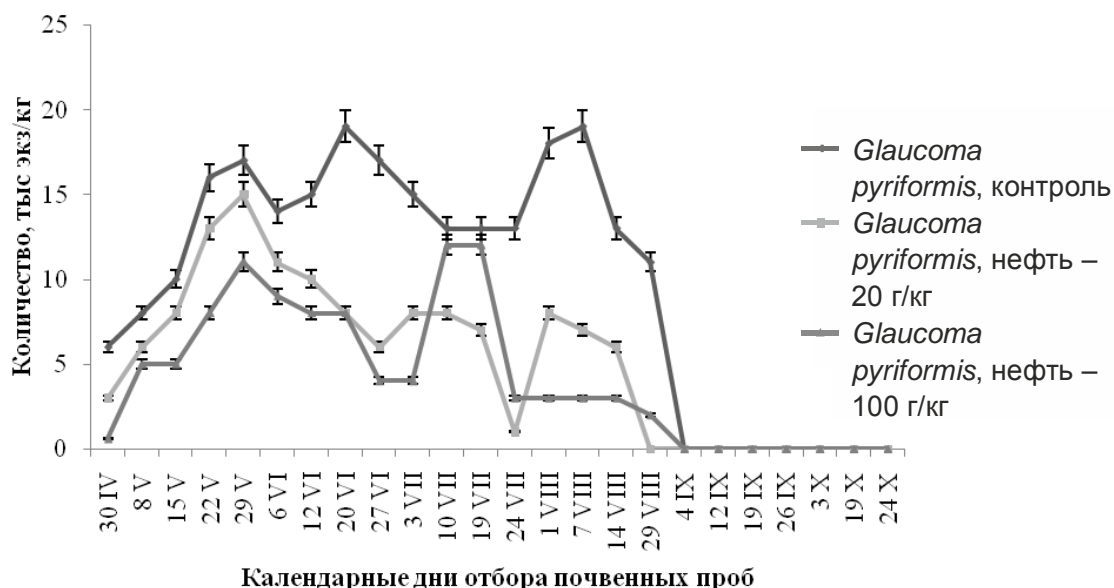


Рис. 25. Сезонная динамика численности *Glaucoma pyriformis* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 в зависимости от интенсивности нефтезагрязнений

Снижение численности инфузорий прослеживалось с 40-х суток действия нефтезагрязнений. Происходило сокращение активного

летне-осеннего периода с высокой численностью простейших. Исследуемые популяции *Glaucoma pyriformis* находились в угнетенном состоянии при действии нефти.

На рис. 26 представлены изменения численности почвенных инфузорий вида *Glaucoma pyriformis* при действии нефти на второй год после внесения поллютанта. Снижение концентрации нефти в почве приводило к синхронизации сезонной динамики численности почвенных инфузорий. Численность вида на контрольном участке и на нефтезагрязненных площадках повышалась с конца мая и снижалась в начале июля. Рост численности инфузорий в начале лета связан с активной микробиологической деятельностью почвенных микроорганизмов, входящих в пищевой рацион инфузорий. Известно, что почвенные простейшие, устойчивые к загрязнениям, участвуют в деградации нефти в почве.

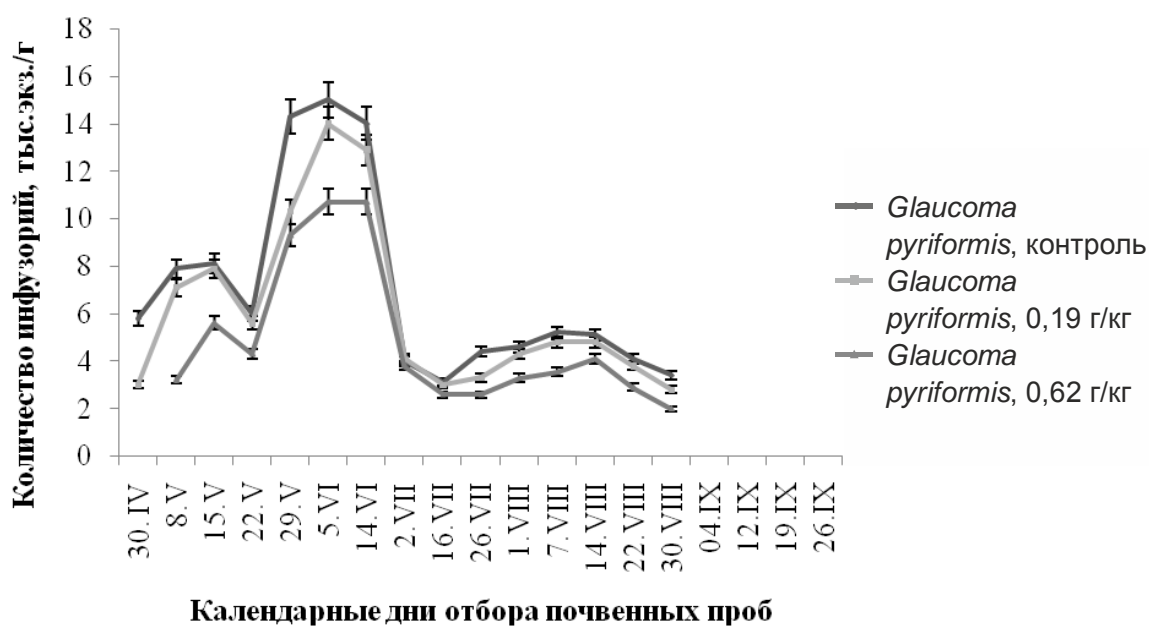


Рис. 26. Сезонная динамика численности *Glaucoma pyriformis* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 в восстановительный период

Низкая численность в нефтезагрязненных почвах характерна для вида *Litontusva rsaviensis* (рис. 27). Происходило значительное снижение численности инфузорий этого вида и сглаживание сезонной динамики при действии нефти. В опытной группе отмечалось увеличение частоты колебаний в сезонной динамике и минимальное количество инфузорий в начальный и конечный периоды наблюде-

ний. Такое состояние популяции при действии нефти можно охарактеризовать как депрессивное.

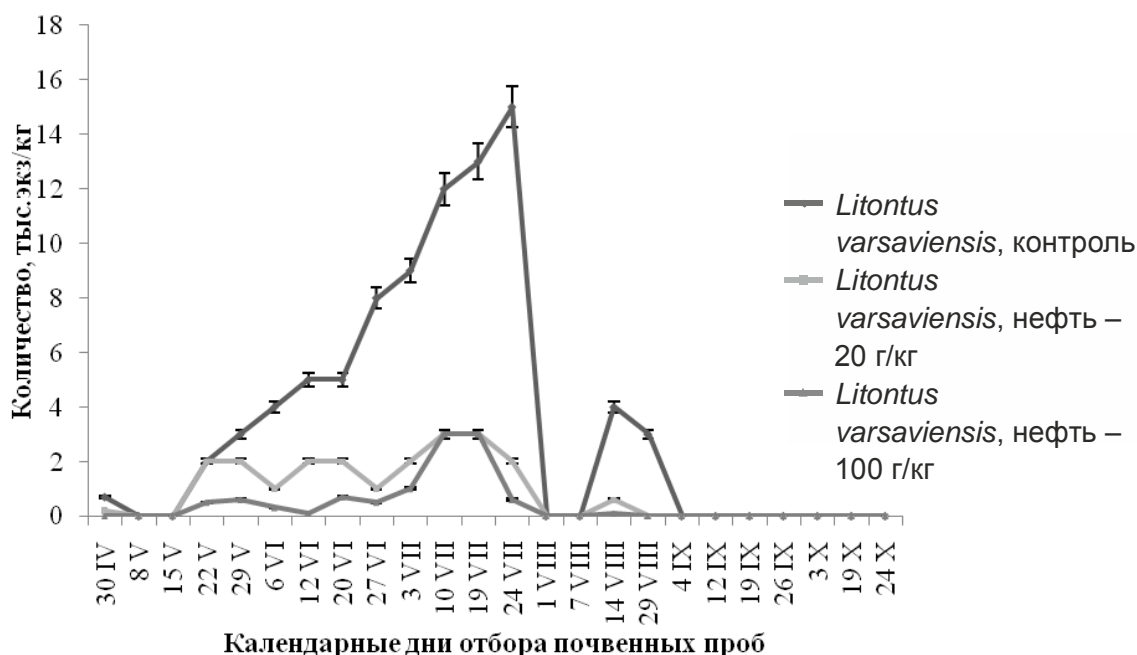


Рис. 27. Сезонная динамика численности *Litontus varsaviensis* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 в зависимости от интенсивности нефтезагрязнений

У вида *Litontus varsaviensis* через год наступил восстановительный период на нефтезагрязненных участках (рис. 28). Происходила синхронизация сезонной динамики количества выживших почвенных инфузорий. Следует отметить, что данный вид элиминировался при концентрации нефти 0,62 г/кг, что соответствовало первичной концентрации 100 г/кг, и рассматривался в качестве неустойчивого к нефтезагрязнениям, то есть возможного биоиндикатора нефтезагрязнений.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно считать, что наиболее устойчивым к нефтезагрязнениям в сообществе почвенных инфузорий является вид *Chilodonella cucullus*. К наименее устойчивым относятся *Litontus varsaviensis* и другие эпизодически встречающиеся виды. Нефтезагрязнения приводили к изменениям сезонной динамики численности почвенных инфузорий. Десинхронизация, сглаживание сезонной динамики численности инфузорий сопровождалась элиминацией популяций неустойчивых к нефтезагрязнениям видов.

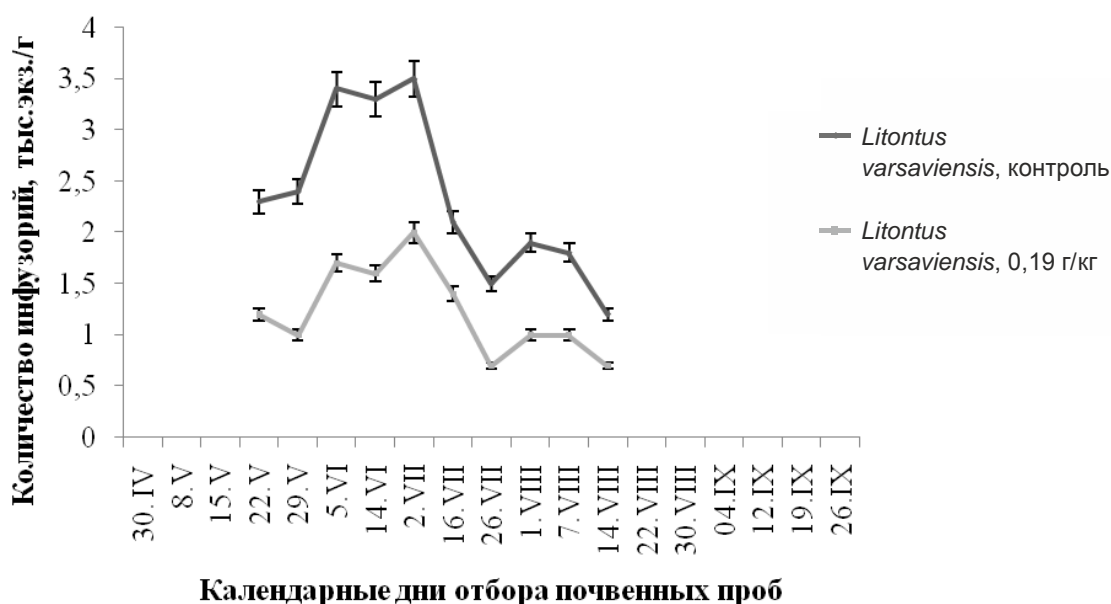


Рис. 28. Сезонная динамика численности *Litontus varsaviensis* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 в восстановительный период

В почвенном горизонте A_1 при нефтезагрязнениях наблюдалась встречаемость одного устойчивого вида инфузорий – *Chilodonell acucullus*. К эпизодически встречающимся видам относились *Colpidium colpoda*, *Colpodama upasi*, *Glaucoma pyriformiu*, *Litontus varsaviensis*.

Анализ среднестатистических результатов исследований (рис. 29) показал снижение численности инфузорий в нефтезагрязненных почвенных горизонтах A_1 . В августе численность инфузорий при действии нефти снижалась до минимального уровня выживаемости в несколько сотен особей. Наблюдалась частичная десинхронизация сезонных колебаний численности в опытной группе почвенных инфузорий.

Анализ сезонной динамики численности инфузорий вида в почвенном горизонте A_1 через год после внесения нефти выявил синхронизацию сезонных изменений численности в опытной и контрольной группах (рис. 30). Восстановление численности почвенных инфузорий до уровня контрольных значений происходило при остаточной концентрации нефти 0,19 г/кг. При концентрации 0,62 г/кг восстановление численности инфузорий происходило замедленными темпами. Легкие фракции нефти мигрировали по почвенному профилю, расширяя ареал первоначальных загрязнений. Твердый парафин, содержащийся в нефти, плохо разрушается, окисляется на воз-

духе и способен надолго запечатать поры почвенного покрова, лишив почву свободного влаго- и воздухообмена. В результате обволакивания почвенных агрегатов нефтью ухудшается доступ кислорода.



Рис. 29. Сезонная динамика численности *Chilodonella cucullus* в светло-серых лесных почвах горизонта A_1 в зависимости от интенсивности нефтезагрязнений

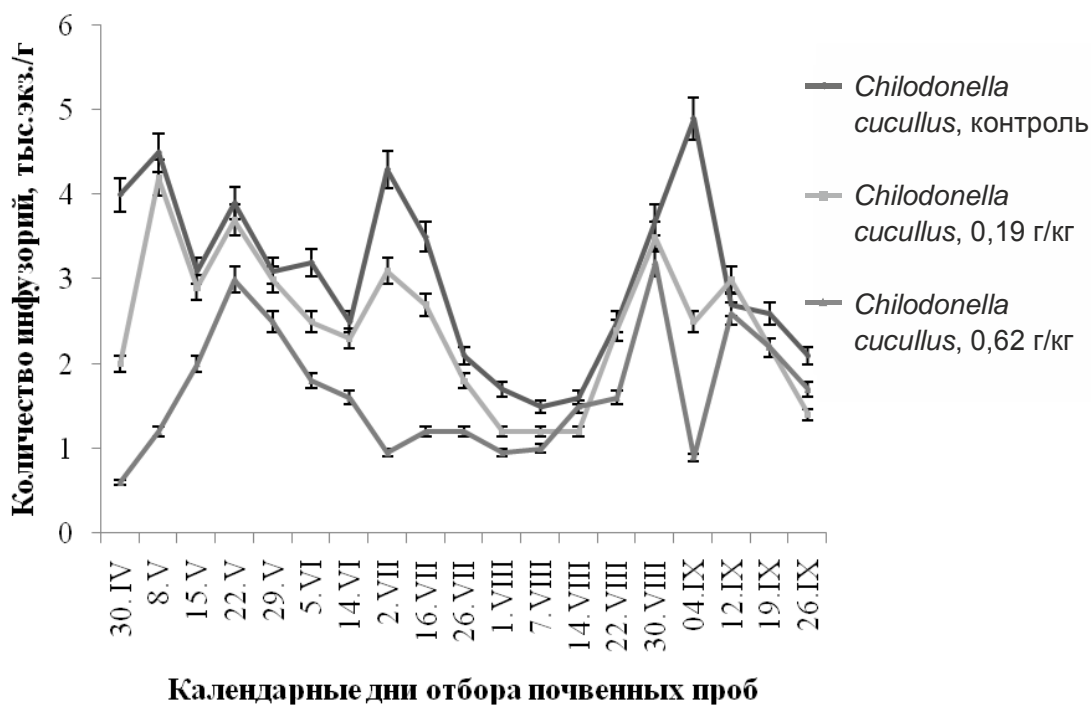


Рис. 30. Сезонная динамика численности *Chilodonella cucullus* в светло-серых лесных почвах горизонта A_1 в восстановительный период

Рассматривая влияние нефти с концентрацией 200 г/кг на численность почвенных инфузорий, необходимо отметить значительное снижение количества особей (рис. 31). На уровне выживаемости находились сообщества инфузорий в мае и сентябре (табл. 30).

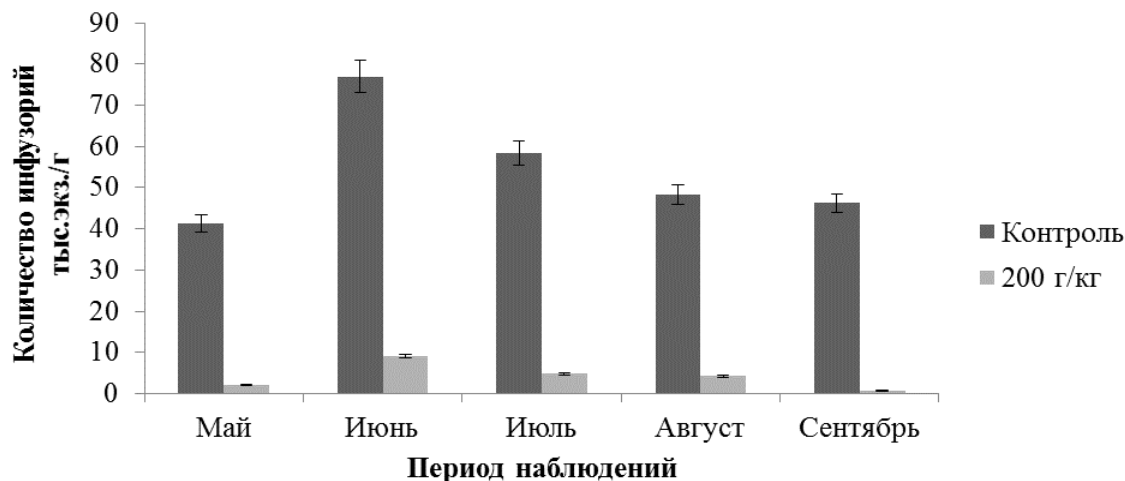


Рис. 31. Численность почвенных инфузорий при концентрации нефти 200 г/кг

Таблица 30

Встречаемость видов почвенных инфузорий в светло-серых лесных почвах при загрязнении нефтью с концентрацией 200 г/кг

Контрольные виды почвенных инфузорий	Период наблюдения				
	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь
<i>Chilodonella cucullus</i> O.F. Muller, 1786	+	+	+	+	+
<i>Colpidium colpoda</i> Ehrenberg, 1831, Stein	+	+	+	+	+
<i>Colpoda maupasii</i> Ehrenberg, 1908	+	+	+	+	+
<i>Didinium balbianii</i> Fabre-Domerodus, 1888	+	+	-	-	-
<i>Glaucoma pyriformis</i> Corliss, 1971	+	+	+	+	+
<i>Litontus varsaviensis</i> Wrzesniowski, 1870	-	-	-	-	-

При действии высоких концентраций нефти происходила элиминация неустойчивых к загрязнению видов почвенных инфузорий. Вид *Didinium balbianii* не встречался в пробах почв с июля, вид

Litontus varsavia viensis не встречался в период сезона наблюдений. Сезонная динамика численности оставшихся видов инфузорий сглаживалась и соответствовала низкой численности выживших особей.

Снижение общего количества видов при нефтезагрязнениях наблюдалось в поверхностном горизонте A_0 в летне-осенний период. В почвенных горизонтах A_1 и A_2 количество видов инфузорий оставалось постоянным, но происходила частичная замена видов. Вероятно, сохранение количественного и видового разнообразия связано со сменой одних эпизодических видов другими. Нефть является энергетическим субстратом для большой группы органотрофных микроорганизмов, служащих источником пищи для почвенных беспозвоночных (Калюжин, 2004). Конкурентная борьба за пищевые ресурсы вела к смене видовой структуры сообществ почвенных инфузорий.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно считать, что хронические нефтезагрязнения в концентрациях 20, 100 и 200 г/кг в светло-серых лесных почвах снижают численность, изменяют сезонную динамику инфузорий и сокращают видовое разнообразие. Выявлена последовательность видов инфузорий по степени их устойчивости к нефтезагрязнениям: *Chilodonella cucullus*, *Colpoda maupasii*, *Glaucota pyriformis* и *Litontus varsaviensis*. Наиболее устойчивым является вид *Chilodonella cucullus*, который сохранялся в почвенном горизонте A_1 в весеннем, летнем и осеннем периодах наблюдений. Обнаружены наиболее устойчивые виды к нефтезагрязнениям, которые сохранялись в трех исследуемых почвенных горизонтах торфянистых подзолистых глеевых песчаных почв ($A_{0т}$; $A_{1г}$; $A_1A_{2г}$) и светло-серых лесных почв (A_0 ; A_1 ; A_1A_2) в весеннем, летнем и осеннем периодах наблюдений. Необходимо отметить наличие в торфянистых подзолистых глеевых песчаных почвах дополнительного устойчивого к нефтезагрязнениям вида *Glaucota pyriformis*. Исследованные концентрации нефти не оказывали существенного влияния на количество видов, но приводили к перераспределению спектра видов эпизодических групп инфузорий, что может использоваться для биоиндикации нефтезагрязнений верхних слоев почвы (Залялетдинова, Карташев, 2016).

2.5. Влияние бензина на сообщества почвенных инфузорий

Негативное экологическое влияние бензина и дизельного топлива заключается не столько в изменении свойств почвы, сколько в химической токсичности. Ароматические углеводороды оказывают наркотическое и токсическое действие на живые организмы. Ароматические углеводороды через покровы попадают в организм животных и вызывают отравление.

Для оценки влияния бензина на сообщества почвенных инфузорий в естественных биоценозах светло-серых лесных почв поверхностно загрязнялись площадки размером 1 м² при одноразовом внесении бензина с концентрацией 200 г/кг. В качестве контрольных площадок использовались незагрязненные участки аналогичных светло-серых лесных и болотных почв. Отбор проб осуществляли каждую неделю в пяти точках на каждом участке. Образцы почвы отбирались из поверхностных горизонтов А₀, А₁, А₁А₂. Оценивалась численность каждого вида почвенных инфузорий в зависимости от хронического воздействия бензина в течение весенне-осеннего периода.

Анализ полученный данных выявил, что снижение численности почвенных инфузорий происходит в первые дни после внесения бензина (рис. 32).

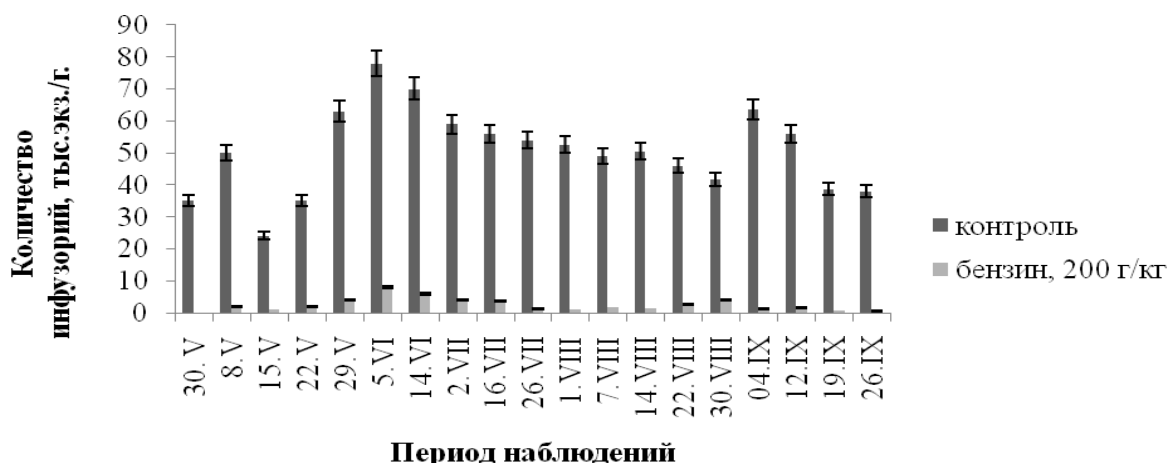


Рис. 32. Изменение общей численности почвенных инфузорий в зависимости от концентрации бензина

Численность почвенных инфузорий под действием бензина снижалась кратно и находилась на уровне выживаемости. Необходимо отметить, что концентрация бензина в конце осени значительно снизилась (табл. 31), что мало сказывалось на восстановлении численности почвенных инфузорий.

Таблица 31

Остаточная концентрация бензина на экспериментальных участках светло-серых лесных почв

Вносимая концентрация бензина в мае	Остаточная концентрация бензина в октябре
200 г/кг	0,102±0,025 г/кг

Происходило сокращение видового разнообразия почвенных инфузорий под влиянием бензина (табл. 32).

Таблица 32

Видовое разнообразие почвенных инфузорий в светло-серых лесных почвах при загрязнении бензином с концентрацией 200 г/кг

Контрольные виды почвенных инфузорий	Период наблюдения				
	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь
<i>Chilodonella cucullus</i> <i>O.F. Muller, 1786</i>	+	+	+	+	+
<i>Colpidium colpoda</i> <i>Ehrenberg, 1831, Stein</i>	+	+	+	+	+
<i>Colpoda maupasii</i> <i>Ehrenberg, 1908</i>	+	+	+	+	+
<i>Didinium balbianii</i> <i>Fabre-Domerdus, 1888</i>	+	–	–	–	–
<i>Glaucoma pyriformis</i> <i>Corliss, 1971</i>	+	+	+	+	+
<i>Litontus varsaviensis</i> <i>Wrzesniowski, 1870</i>	–	–	–	–	–

Обнаружена элиминация двух видов инфузорий с пониженной устойчивостью к бензину – *Litontus varsaviensis* и *Didinium balbianii*. Значительное снижение численности в сезонной динамике

наблюдалось и у наиболее устойчивых видов инфузорий при действии бензина (рис. 33, 34).



Рис. 33. Сезонная динамика численности *Chilodonella cucullus* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 при загрязнении бензином

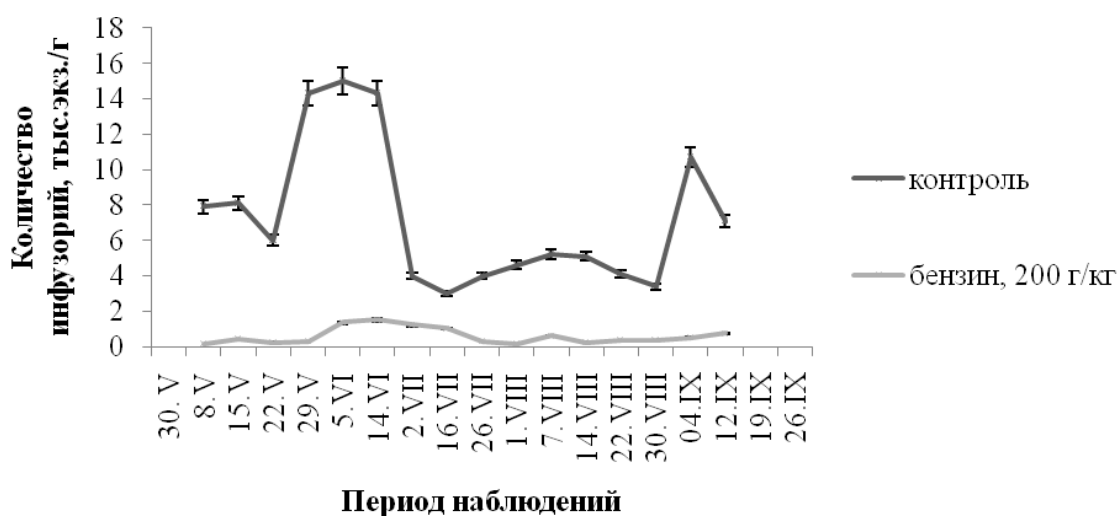


Рис. 34. Сезонная динамика численности *Colpoda taupasi* в светло-серых лесных почвах горизонта A_0 при хроническом действии бензина

Таким образом, загрязнение почв бензином приводило к значительному снижению численности инфузорий, нарушению сезонной динамики и сокращению видового разнообразия. Бензин оказывал значительно более выраженное влияние по сравнению с нефтезагрязнениями на численность и видовое разнообразие сообществ поч-

венных инфузорий. Почвенные инфузории могут использоваться в качестве биоиндикаторов и восстановителей при загрязнении нефтью и нефтепродуктами поверхностных слоев почвы.

2.6. Особенности адаптации почвенных инфузорий к нефтезагрязнениям

Адаптация почвенных простейших при нефтезагрязнении происходила по двум основным направлениям: адаптация к снижению почвенной аэрации и адаптация к токсическому влиянию нефти (Карташев, 2014). В экспериментальных условиях изучалось влияние на сообщества инфузорий нефтезагрязнений с концентрацией 20, 100, 200 г/кг почвы и подсолнечного масла с концентрацией 200 г/кг, снижавшего почвенную аэрацию. В качестве контроля использовалась незагрязненная почва. Для оценки влияния нефти на сообщества почвенных инфузорий опыты проводились в лабораторных условиях при комнатной температуре в течение 38 суток. В лабораторные кюветы помещался универсальный питательный грунт, предназначенный для выращивания рассады и цветочных растений, высота почвенного слоя A_1 , 0–20 см, по одному килограмму почвы в каждой кювете. Исследования включали пять серий опытов с начальными концентрациями нефти 20, 100, 200 г/кг. В одну из кювет вносили подсолнечное масло с концентрацией 200 г/кг для имитации маслянистого влияния нефти, снижающего почвенную аэрацию, без токсичности. Нефть и масло вносились таким образом, чтобы они просачивались по почвенному профилю равномерно на одинаковую глубину. Взятие проб для анализа численности и видовой структуры сообществ почвенных инфузорий проводилось каждые шесть дней в течение 38 суток в пяти точках кюветы. Регулярно проводились замеры влажности и кислотности почвы.

На основании результатов исследований можно выделить четыре вида инфузорий: *Chilodonella uncicanta*, *Colpoda stein*, *Prorodonteres* и *Uroleptus piscis*, численность которых прослеживалась в течение периода наблюдений с наличием цист неполовозрелых особей. Ограниченность видового разнообразия почвенных инфузорий объясняется особенностью обедненных почв, влиянием углеводов и продуктов их разложения. Необходимо отметить, что для всех 4 видов почвенных инфузорий характерно снижение

численности особей в течение периода наблюдений. Вероятно, процесс снижения численности связан с ограниченностью ресурсов питания в универсальном грунте. Контролируемые физико-химические показатели почвы практически не изменялись. Наиболее выраженное снижение численности было характерно для видов *Chilodonella uncicanta* и *Uroleptus piscis*, два других вида при исходной низкой численности изменялись незначительно. Начиная с 19-х суток происходила элиминация неполовозрелых особей, что подтверждало предположение о сокращении ресурсов питания.

При концентрации нефтезагрязнений 20 г/кг не происходило полного покрытия поверхности почвы нефтью, поэтому аэрация почвы нарушалась частично. Снижение численности инфузорий наблюдалось в течение первых 12 суток, у вида *Colpoda stein* – в течение 5 суток. Отмечалась дифференциация в динамике численности сообществ инфузорий. Для видов *Chilodonella uncicanta* и *Colpoda stein* было характерно увеличение численности с 19-х суток с последующим снижением в 25-е сутки, что, вероятно, связано с увеличением численности бактерий, питающихся углеводородами. Два других вида инфузорий практически элиминировались к 32-м суткам наблюдений.

Увеличение концентрации нефти до 100 г/кг приводило к нефтяному покрытию поверхности и снижению аэрации почвы. У двух видов наблюдалось сокращение численности популяций с последующим развитием адаптивных колебательных реакций и частичного восстановления численности инфузорий. У вида *Colpoda stein* после кратковременного увеличения численности на 5-е сутки отмечалось монотонное снижение количества особей с последующей элиминацией к 32-м суткам наблюдений. Пропитывание почвы нефтью приводило к изменениям в химическом составе, свойствах и структуре почвы: увеличивалось количество углерода в ее верхнем слое, битуминозное вещество значительно ухудшало физико-химические свойства, сокращало воздушное пространство.

Загрязнение подсолнечным маслом и ухудшение почвенной аэрации приводило в течение 5 суток к снижению численности простейших и последующей ее стабилизации на относительно низком уровне в течение всего периода наблюдений.

Нефтезагрязнения с концентрацией 200 г/кг приводили к значительному изменению структуры сообществ почвенных инфузорий.

Элиминировался вид *Uroleptus piscis*, снижалась численность видов *Colpoda stein* и *Chilodonella uncicanta*. Наблюдалось временное повышение численности *Prorodon teres* на 5-е и 12-е сутки наблюдения с последующим снижением.

Таким образом, проведенные исследования показали, что адаптация сообществ почвенных инфузорий к пониженной аэрации при нефтезагрязнениях происходит в течение первых 5 суток. Наблюдается снижение численности всех видов инфузорий в зависимости от их устойчивости.

Адаптация к токсическому действию нефти развивается с 12-х суток последствия, характеризуется колебательным типом изменений численности видов и расслоением структуры сообществ в зависимости от их видовой устойчивости.

При хроническом влиянии нефти в сообществах почвенных инфузорий выделялись четыре этапа адаптационных изменений в зависимости от концентраций: снижение численности, изменение сезонной динамики численности, элиминация неустойчивых видов с сокращением видового разнообразия и восстановление.

Таким образом, загрязнение почв бензином и нефтью приводит к значительному снижению численности простейших, нарушению сезонной динамики и снижению видового разнообразия. Бензин оказывает значительно более выраженное влияние по сравнению с нефтезагрязнениями на численность и видовое разнообразие сообществ почвенных инфузорий.

2.7. Раковинные амёбы – биоиндикаторы нефтезагрязнений, нефтепродуктов и сеноманских растворов

Раковинные амёбы – одноклеточные организмы, распространенные повсеместно, являются элементом микрофауны почв. Амёбы занимают важное место в трофических цепях почвенных биоценозов. Простейшие осуществляют деструкцию целлюлозы и лигнина, участвуют в высвобождении азота при разложении грибного мицелия, обеспечивают биогенную аккумуляцию элементов минерального питания растений и микроорганизмов. Сообщества раковинных амёб среди почвенных простейших являются удобным объектом для почвенно-зоологических исследований, что связано с наличием

твердой раковинки, сохраняющейся после отмирания амебы и свидетельствующей о таксономическом и экологическом статусе организма.

Раковинные амебы устойчивы к различным типам антропогенных загрязнений, относительно быстро размножаются. Численность и видовой спектр сообществ рассматриваются в качестве биондикаторов равновесного состояния почвенной фауны. В нефтезагрязненных районах выживали микроорганизмы, грибы, раковинные амебы и некоторые виды нематод. Хроническое влияние нефтезагрязнений приводило к элиминации неустойчивых видов тестаций в зависимости от концентрации нефти в почве. На основании проведенных исследований по хроническому влиянию нефтезагрязнений с концентрацией 10, 20, 50, 100 и 200 г/кг на сообщества раковинных амеб можно выделить некоторые общие зависимости в изменении структуры и численности сообществ (Карташев, Смолина, 2011).

Анализ данных, представленных в табл. 33, показывает увеличение видового разнообразия раковинных амеб в 60-е сутки по сравнению с 7-ми сутками. При концентрации 50 г/кг на 7-е сутки сообщество раковинных амеб представлено 12 видами, тогда как на 60-е сутки – 23 видами. При концентрации 100 г/кг на 7-е сутки наблюдается 10 видов, на 60-е сутки – 17 видов, при концентрации 200 г/кг на 7-е сутки – 8, на 60-е сутки – 12 видов. Наблюдаемая зависимость обусловлена снижением остаточной концентрации нефтезагрязнений. При концентрации нефти 10 г/кг и 20 г/кг количество видов равно 23, что соответствует количеству видов в контроле. Критической концентрацией нефти в почве является 50 г/кг, когда начинается элиминация неустойчивых к загрязнениям однокамерных родов тестаций.

В загрязненной почве на 7-е и 60-е сутки преобладали раковинные амебы родов *Plagiopyxis*, *Centropyxis*, *Cyclopyxis*. Следовательно, можно считать, что раковинные амебы родов *Plagiopyxis*, *Centropyxis*, *Cyclopyxis* наиболее устойчивые, раковинные амебы родов *Corytion*, *Trinema*, *Arcella* менее устойчивые к нефтезагрязнениям. Устойчивость трех основных родов – *Plagiopyxis*, *Centropyxis*, *Cyclopyxis*, вероятно, обусловлена строением раковинки, наличием второй камеры, которая используется при загрязненности внешней среды.

Видовое разнообразие раковинных амёб в почвах
суходольного луга при нефтезагрязнениях

Род раковинных амёб	Первоначальная концентрация нефти, г/кг											
	7-е сут						60-е сут					
	0	10	20	50	100	200	0	10	20	50	100	200
<i>Arcella catinus</i>	+	+	+		–	–	+	+	+	+	–	–
<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. elongata</i>	+	+	+	+	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>Cyclopyxis eurystoma</i> <i>v. parvula</i>	+	+	+	+	–	–	+	+	+	+	–	–
<i>C. kahli</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Plagiopyxis penardi</i>	+	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+	+
<i>P. declivis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Heleopera petricola</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. sylvatica</i>	+	+	+		–	–	+	+	+	+	–	–
<i>Hyalosphenia elegans</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. papilio</i>	+	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+	+
<i>Nebela collaris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>N. tubulosa</i>	+	+	+		–	–	+	+	+	+	–	–
<i>Euglypha laevis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>E. compressa</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	–	–
<i>E. ciliata</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>Assulina muscorum</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	–	–
<i>Trinema lineare</i> <i>v. minuskula</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	+
<i>T. lineare</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>T. penardi</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	+
<i>T. complanatum</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>Corytion dubium</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>C. orbicularis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Динамика изменений численности устойчивых к влиянию нефти амёб свидетельствует о развитии трех этапов адаптации: резистентности в 7-е, 14-е сутки, депрессии в 28-е, 62-е и восстановления численности в 97–470-е сутки действия нефтезагрязнений. Следовательно, селекция устойчивых к нефти популяций при исследуемом уровне загрязненности происходила в течение 60–70 суток за период генерации 10–20 поколений.

Необходимо отметить колебательный характер адаптивной популяционной изменчивости анализируемых групп тестаций.

Повышение концентрации нефти до 100 г/кг приводило к доминированию депрессионной фазы в течение первых 76 суток с последующим восстановительным этапом. Амплитуда колебаний численности значительно увеличивалась и была разнонаправленна в первые недели после внесения нефти, что характеризовало напряженность популяционных перестроечных процессов у представителей различных родов амёб. Отмечалась и десинхронизация в сезонных динамиках численности, которая стабилизировалась в начальный период восстановительного процесса.

В зависимости от длительности действия нефти рассматривались четыре стадии развития адаптации сообществ тестаций.

1. Период резистентности в течение первых шести суток, когда сохранялся исходный уровень численности амёб.

2. Стадия снижения численности и видового разнообразия сообществ, которая наблюдалась в течение последующих восьми суток и осуществлялась в колебательном режиме.

3. Депрессивная стадия цистирования и вымирания неустойчивых видов, при которой происходило значительное снижение численности и видового разнообразия простейших.

4. Восстановительная стадия, которая характеризовалась повышением численности и видового разнообразия тестаций пропорционально разложению нефтезагрязнений, она происходила в колебательном режиме.

В результате проведенных исследований по влиянию нефтезагрязнений почв сухого луга на раковинных амёб установлено, что устойчивость амёб и выживаемость существенно зависят от их морфологических особенностей: наличия двойной камеры в строении раковин. Виды двухкамерных амёб характеризовались повышенной выживаемостью относительно однокамерных тестаций и способностью к более быстрому восстановлению численности.

При действии нефти происходило значительное снижение численности тестаций с последующим восстановлением. Повышенные концентрации нефти влияли на длительность восстановительного периода простейших. Уровень влажности почв определял характер адаптивных реакций сообществ амёб к нефти. При высоком уровне влажности и покрытии почвенного слоя водой наблюдалось значительное снижение численности всех видов раковинных амёб, обусловленное уменьшением содержания кислорода, с последующим

восстановлением, пропорциональным повышению количества кислорода в почвенном слое.

При действии минерализованных сеноманских растворов, увеличивающих засоленность почв, наблюдались изменения в сообществах раковинных амёб (табл. 34). Происходило сокращение их видового разнообразия при концентрации сеноманских растворов 100 г/кг в пределах 3 видов, при концентрации 200 г/кг в пределах 5 видов (Кулюкина, Карташев, 2016).

Таблица 34

Виды раковинных амёб при различной концентрации сеноманских растворов

Виды раковинных амёб	Концентрация растворов, г/кг				Особенности строения	
	0	50	100	200	Морфо-тип	Типы раковин
<i>Euglypha anodonta</i>	+	+	+	+	Акс	Однокамерная
<i>Chlamydomphrys minor</i>	+	+	+	+	Плк	Однокамерная
<i>Phryganella acropodia</i>	+	+	+	+	Ц	Однокамерная
<i>Cryptodiffugia compressa</i>	+	+	-	-	Плк	Однокамерная
<i>Cyclopyxis arcelloides</i>	+	+	+	+	Ц	Двухкамерная
<i>Nebela dentistoma</i>	+	+	+	+	Акс	Однокамерная
<i>Nebela militaris</i>	+	+	+	+	Акс	Однокамерная
<i>Nebela lageniformis</i>	+	+	+	+	Акс	Однокамерная
<i>Nebela collaris</i>	+	+	-	-	Акс	Однокамерная
<i>Centropyxis vandeli</i>	+	+	+	+	Плк	Двухкамерная
<i>Plagiopyxis glyphostoma</i>	+	+	+	+	Крк	Двухкамерная
<i>Cyclopyxis eurystoma</i>	+	+	+	+	Ц	Двухкамерная
<i>Euglypha laevis</i>	+	+	+	-	Акс	Однокамерная
<i>Trinema lineare</i>	+	+	+	-	Плк	Однокамерная
<i>Trinema complanatum</i>	+	+	-	-	Плк	Однокамерная
<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	+	Плк	Двухкамерная

Примечание. Акс – акростомный сжатый; Плк – плагиостомный простой; Ц – центростомный; Крк – криптостомный с козырьком

Анализ видового разнообразия раковинных амёб при хроническом влиянии сеноманских растворов выявил снижение количества видов при концентрациях 100 г/кг и 200 г/кг.

Следовательно, концентрацию сеноманских растворов 100 г/кг можно рассматривать в качестве критической, приводящей к элиминации неустойчивых видов. При концентрации 100 г/кг элиминировались три вида однокамерных амёб: *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela collaris* и *Trinema complanatum*.

При концентрации 200 г/кг наблюдалась элиминация пяти видов тестаций: *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela collaris*, *Euglypha laevis*, *Trinema lineare*, *Trinema complanatum*. Все пять видов относились к однокамерным амёбам и характеризовались низкой численностью популяций в контрольных условиях.

В результате проведенных исследований по влиянию сеноманских растворов на сообщества раковинных амёб обнаружено, что устойчивость амёб и их выживаемость существенно зависят от морфологических особенностей – наличия двойной камеры в строении раковин. Виды двухкамерных амёб *Cyclopyxis arcelloides*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* характеризовались повышенной выживаемостью и способностью к более быстрому восстановлению первоначальной численности.

При увеличении концентрации сеноманских растворов до 200 г/кг наблюдалось снижение численности раковинных амёб от 10 до 50% и элиминация неустойчивых видов. Элиминировалось пять видов однокамерных тестаций: в мае *Trinema complanatum*, *Nebela collaris*, *Cryptodiffugia compressa*, *Trinema lineare*, в июне *Euglypha phalaevis*. Доминантные виды, численность которых составляла 92% от общей численности тестаций раковинных амёб, сохранили свое положение.

Таким образом, на основании проведенных исследований по хроническому влиянию сеноманских растворов на сообщества раковинных амёб в естественных условиях можно сделать вывод, что видовое разнообразие изученных сообществ тестаций в весенне-осенний период неоднородно. Типичными структурообразующими видами являлись *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* с акростомным, плагио-

стомным, криптостомным и циклостомным типом строения раковины.

Доминантными видами были *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila*, относящиеся к акростомному, плагиостомному, криптостомному и циклостомному морфотипу раковинки.

Субдоминантные виды были представлены *Euglypha anodonta*, *Euglypha laevis*, *Trinema lineare*, относящимися к акростомному, плагиостомному морфотипу. Выявлены неустойчивые к солевым загрязнениям виды тестаций: *Euglypha laevis*, *Trinema lineare*, *Trinema complanatum*, *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela collaris*. Наиболее благоприятная область существования для всех видов тестаций наблюдалась при концентрации внесения сеноманских растворов 50 г/кг.

Установлено, что устойчивость раковинных амёб и их выживаемость существенно зависят от морфологических особенностей: наличия двойной камеры в строении раковин. Виды двухкамерных амёб *Cyclopyxis arcelloides*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* характеризовались повышенной относительно однокамерных тестаций выживаемостью и восстановлением первоначальной численности.

Повышенная устойчивость двухкамерных амёб наблюдалась при действии бензина. Исследования проводились в естественных условиях в течение пяти месяцев – с мая по сентябрь, с концентрациями внесения бензина 50, 100, 200 г/кг почвы при параллельном контроле. Видовой спектр раковинных амёб в зависимости от концентрации бензина был неоднороден (табл. 35). Основное количество видов раковинных амёб в естественных условиях представляли семейства *Centropxyidae*, *Jung*, *Hyalospheniidae*, *Schulze* – до четырех видов, остальные семейства были представлены одним, двумя видами.

Раковины обнаруженных видов амёб относились к пяти морфологическим типам, имеющим однокамерное строение и двухкамерное, обуславливающее дополнительную изоляцию цитоплазмы от внешней среды. К акростомному типу относились амёбы с терминально расположенным устьем при осевой симметрии с возможным латеральным сжатием: *Euglypha anodonta*, *Nebela dentistoma*, *Nebela*

militaris, *Nebela lageniformis*, *Nebela collaris*, *Euglypha laevis*. Плагиостомный тип, характеризующийся эксцентричным расположением раковин на вентральной стороне и полостью, не разделенной на брюшко и козырек, имели *Chlamydothryx minor*, *Cryptodiffugia compressa*, *Centropyxis vandeli*, *Trinemalineare*, *Trinemacomplanatum*, *Centropyxisaerophila*. К циклостомному типу относились *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Cyclopyxis eurystoma*, имеющие сферическую или полусферическую форму с уплощенной центральной поверхностью и центрально расположенным устьем. К криптостомному типу относились раковинные амёбы, имеющие щелевидные, эксцентрично расположенные на вентральной подошве псевдостомы, прикрытые выступами дорзальной стенки, – *Plagiopyxis glyphostoma*. Изменение видового разнообразия раковинных амёб при внесении различной концентрации бензина представлено в табл. 35 (Кулюкина, Карташев, 2017).

Таблица 35

Видовое разнообразие раковинных амёб при действии бензина

Виды раковинных амёб	Концентрация бензина, г/кг			
	0	50	100	200
<i>Euglypha anodonta</i>	+	+	+	+
<i>Chlamydothryx minor</i>	+	+	+	–
<i>Phryganella acropodia</i>	+	+	+	+
<i>Cryptodiffugia compressa</i>	+	+	–	–
<i>Cyclopyxis arcelloides</i>	+	+	+	+
<i>Nebela dentistoma</i>	+	+	+	+
<i>Nebela militaris</i>	+	+	+	–
<i>Nebela lageniformis</i>	+	+	+	–
<i>Nebela collaris</i>	+	+	–	–
<i>Centropyxis vandeli</i>	+	+	+	+
<i>Plagiopyxis glyphostoma</i>	+	+	+	+
<i>Cyclopyxis eurystoma</i>	+	+	+	+
<i>Euglypha laevis</i>	+	+	+	+
<i>Trinema lineare</i>	+	+	+	–
<i>Trinema complanatum</i>	+	+	–	–
<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	+

В серо-лесных почвах в течение весенне-осеннего периода наблюдалось 16 видов раковинных амёб, представленных 9 родами:

Euglypha, *Chlamydothryx*, *Phryganella*, *Cryptodiffugia*, *Nebela*, *Centropyxis*, *Plagiopyxis*, *Cyclopyxis*, *Trinema*. Доминирующими по численности являлись виды *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila*. К субдоминантам относились *Euglypha anodonta*, *Euglypha laevis*, *Trinema lineare*, к малочисленным видам – *Chlamydothryx minor*, *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela militaris*, *Nebela lageniformis*, *Nebela collaris*, *Trinema complanatum*.

Анализ видового разнообразия раковинных амёб при хроническом действии бензина выявил снижение количества видов при концентрациях 100 и 200 г/кг. При концентрации 100 г/кг элиминировались 3 вида: *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela collaris*, *Trinema complanatum*. При концентрации 200 г/кг наблюдалась элиминация семи видов тестаций: *Chlamydothryx minor*, *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela militaris*, *Nebela lageniformis*, *Nebela collaris*, *Trinema lineare*, *Trinema complanatum*. Все элиминирующие виды раковинных амёб относились к однокамерным и характеризовались низкой численностью популяций в контрольных условиях. Критическая концентрация бензина, при которой наблюдалась гибель неустойчивых тестаций, равнялась 100 г/кг.

При увеличении концентрации бензина до 200 г/кг происходило снижение численности раковинных амёб на 50–70 % и элиминация неустойчивых видов. Виды однокамерных раковинных амёб *Nebela collaris*, *Cryptodiffugia compressa*, *Trinema complanatum*, *Trinema lineare* не встречались. Вид *Nebela lageniformis* наблюдался только в летний период, в осенний период элиминировался. В сентябре элиминировался вид *Chlamydothryx minor*.

На основании проведенных исследований по хроническому влиянию бензина на сообщества раковинных амёб в природных условиях можно считать, что видовое разнообразие изученных сообществ тестаций в весенне-осенний период неоднородно. Типичными структурообразующими видами являлись *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* с акростомным, плагиостомным, криптостомным и циклостомным типом строения раковинки.

Установлено сокращение видового разнообразия сообществ раковинных амёб: при концентрации бензина 100 г/кг в пределах 3 видов, при концентрации 200 г/кг – 7 видов. Выявлены устойчивые к влиянию бензина виды двухкамерных тестаций: *Cyclopyxis arcelloides*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila*. Устойчивость обусловлена формированием внутренней камеры, которая усиливает изоляцию цитоплазмы от внешней среды.

Выявлены неустойчивые к бензину виды однокамерных амёб: *Chlamydothrys minor*, *Cryptodifflugia compressa*, *Nebela militaris*, *Nebela lageniformis*, *Nebela collaris*, *Trinema complanatum*, *Trinema complanatum*, отсутствие которых в типичных местообитаниях может являться биоиндикационным показателем загрязнения почв бензином.

Действие дизельного топлива изучалось в естественных условиях в течение пяти месяцев – с апреля по октябрь, при загрязнении с концентрациями 50 г/кг, 100 г/кг почвы и параллельном контроле. Видовой спектр раковинных амёб в зависимости от концентрации дизельного топлива был неоднороден. Раковины обнаруженных видов амёб относились к пяти морфологическим типам, имеющим однокамерное строение и двухкамерное, обуславливающее дополнительную изоляцию цитоплазмы от внешней среды. Изменение видового разнообразия раковинных амёб в зависимости от концентрации дизельного топлива представлено в табл. 36.

Таблица 36

Видовое разнообразие раковинных амёб при действии дизельного топлива

Виды раковинных амёб	Концентрация дизельного топлива, г/кг				
	0	50	100	Морфотип	Количество камер
<i>Euglypha anodonta</i>	+	+	+	Акс	Однокамерная
<i>Chlamydothrys minor</i>	+	+	+	Плк	Однокамерная
<i>Phryganella acropodia</i>	+	+	+	Ц	Однокамерная
<i>Cryptodifflugia compressa</i>	+	+	–	Плк*	Однокамерная
<i>Cyclopyxis arcelloides</i>	+	+	+	Ц	Двухкамерная
<i>Nebela dentistoma</i>	+	+	+	Акс	Однокамерная

Виды раковинных амёб	Концентрация дизельного топлива, г/кг				
	0	50	100	Морфотип	Количество камер
<i>Nebela militaris</i>	+	+	+	Акс	Однокамерная
<i>Nebela lageniformis</i>	+	+	+	Акс	Однокамерная
<i>Nebela collaris</i>	+	+	–	Акс	Однокамерная
<i>Centropyxis vandeli</i>	+	+	+	Плк	Двухкамерная
<i>Plagiopyxis glyphostoma</i>	+	+	+	Крк	Двухкамерная
<i>Cyclopyxis eurystoma</i>	+	+	+	Ц	Двухкамерная
<i>Euglypha laevis</i>	+	+	+	Акр	Однокамерная
<i>Trinema lineare</i>	+	+	+	Плк	Однокамерная
<i>Trinema complanatum</i>	+	+	+	Плк	Однокамерная
<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	Плк	Двухкамерная
Примечание. Акс – акростомный сжатый; Плк – плагиостомный простой; Ц – центростомный; Крк – криптостомный с козырьком					

Доминирующими по численности являлись виды *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Nebela militaris*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila*.

К субдоминантам относились *Euglypha anodonta*, *Euglypha laevis*, *Trinema lineare*, к малочисленным видам – *Chlamydothryx minor*, *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela lageniformis*, *Nebela collaris*, *Centropyxis vandeli*, *Trinema complanatum*.

Анализ видового разнообразия раковинных амёб при хроническом влиянии дизельного топлива показал снижение количества видов при концентрации 100 г/кг. При этом элиминировались *Cryptodiffugia compressa* и *Nebela collaris*. Снижение численности тестаций при хроническом действии дизельного топлива происходило в весенне-осенний период и привело к элиминации двух видов амёб. Снижение численности разных видов наблюдалось с первых месяцев загрязнения дизельным топливом и сохранялось в течение периода наблюдений. С апреля элиминировались виды *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela collaris*, относящиеся к однокамерному морфотипу раковинки. Виды *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Nebela militaris*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* сохранили свое положение в роли доминантов.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно считать, что хроническое воздействие дизельного топлива на

сообщества раковинных амёб снижает численность и видовое разнообразие тестаций в зависимости от концентрации. Показано сокращение видового разнообразия сообществ раковинных амёб при внесении дизельного топлива 100 г/кг в пределах 2 видов: *Cryptodiffugia compressa* и *Nebela collaris*, наличие которых может использоваться при биоиндикации этого нефтепродукта.

Построен ряд видов раковинных амёб по степени их устойчивости к загрязнению почв дизельным топливом. Наиболее устойчивыми видами, численность которых не изменялась за период наблюдений, являлись *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Nebela militaris*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila*. Менее устойчивыми к влиянию дизельного топлива были однокамерные амёбы *Euglypha laevis*, *Euglypha anodonta*, *Trinema lineare*, численность которых использовалась при биоиндикации нефти и нефтепродуктов.

Таким образом, нефть, нефтепродукты и сеноманские растворы оказывают негативное влияние на видовое разнообразие и численность сообществ раковинных амёб.

Это может использоваться для биоиндикации уровня деградации и восстановительной сукцессии экосистем при нефтезагрязнениях.

2.8. Гидробионты – биоиндикаторы нефтяных загрязнений

В районах добычи нефти и газа постоянно существует опасность влияния нефтезагрязнений на водоемы (Карташев, 2007). Нефть и нефтепродукты относятся к числу наиболее распространенных и опасных загрязняющих веществ. Токсичностью и мутагенностью обладают водорастворимые фракции нефти, в состав которой входят полициклические ароматические углеводороды. Действие нефти и нефтепродуктов многопланово: поверхностная пленка нефти задерживает диффузию газов из атмосферы в воду, нарушает газовый обмен водоемов, создает дефицит растворенного в воде кислорода. Нефтяные продукты и их производные, осаждаясь на дно, оказывают токсическое действие на бентосные организмы. Нефтяное загрязнение отрицательно сказывается на качестве воды и условиях обитания гидробионтов. При оценке последствий загрязнения неф-

тью водоемов необходимо учитывать реакции биологических систем. Беспозвоночные являются обязательным компонентом в экосистеме природных водоемов. Наиболее опасна нефть для организмов, находящихся на ранних стадиях развития.

Нефтяные загрязнения водных объектов являются системными. По влиянию на гидробионтов выделяют два типа загрязнений: нетоксичной органикой нефти и биогенами, вызывающими изменение показателей бентоса и токсическое воздействие на сообщества организмов. Нефть не является специфическим токсикантом, поражающим какую-либо одну систему, она вызывает изменения в содержании белка, свободных нуклеотидов и нуклеиновых кислот (Дивавин, Ерохин, 1978).

Устойчивость водных экосистем при токсическом действии нефти определяют тремя основными факторами (Моисеенко, 2011):

1) эластичностью – адаптивностью к высокой вариабельности факторов окружающей среды;

2) выносливостью – структурное, видовое и функциональное изобилие в экосистемах;

3) самоочищающей способностью, которая определяется гидрологическими свойствами – разведением, перемешиванием, и биогеохимическими – аккумуляцией, сорбцией, инактивацией, седиментацией и другими.

Нефтяные углеводороды в концентрации от 0,05 до 0,5 мг/л не влияли на выживаемость организмов, если их токсическое действие не усугублялось действием других факторов. Практически во всех тканях наблюдались физиологические и биохимические изменения, которые приобретали необратимый характер при увеличении концентрации нефти от 0,5 до 50 мг/л (Ахмедова, Абдурахманов, 2009). Многие гидробионты чувствительны к нефти в концентрациях ниже ПДК (Malina, 1964; Sanders, 1970). Так, в воде с содержанием 0,1 мг/дм³ нефти (2 ПДК) рыба приобретает вкус нефти (Menick et al., 1978). По результатам исследований Л.В. Михайловой с соавторами (2011) наиболее устойчивыми к нефтяному загрязнению по показателю LC50 являлись макрофиты, олигохеты, сеголетки карпа, хирономиды, моллюски, простейшие, мальки карпа, ракообразные, эмбрионы и личинки осетра (табл. 37).

Сравнительная устойчивость и чувствительность гидробионтов
по отношению к нефтезагрязнениям

LC50 – летальные концентрации, г/кг		ПК – пороговые концентрации, г/кг	
1. Макрофиты	50–64	1. Хирономиды	2,00
2. Олигохеты	18,0	2. Макрофиты	0,90
3. Карп (сеголетки)	18,0	3. Карп, мальки	0,32
4. Хирономид	10–13	4. Простейшие	0,30
5. Моллюски	7,8	5. Олигохеты	0,14
6. Простейшие	6	6. Микроорганизмы	0,10
7. Карп (мальки)	2	7. Моллюски	0,05
8. Ракообразные	0,23–1,25	8. Ракообразные	0,04
9. Осетр (личинки) (эмбрионы)	08 006	9. Осетр	003

Наиболее чувствительны по функциональным показателям эмбрионы и личинки осетра, ракообразные, моллюски, микроорганизмы, олигохеты, простейшие, мальки карпа, макрофиты и хирономиды.

Рассмотрим эффекты действия нефти на донных гидробионтов (Михайлова и др., 2011).

Нефть в концентрации 0,025–0,1 г/кг вызывает стимуляцию сапрофитных и нефтеокисляющих микроорганизмов, торможение роста амфипод, личинок рыб и репаративной регенерации червей, нарушает метаморфоз у хирономид и интенсивность дыхания у моллюсков и личинок карпа.

Изменяется частота сердечного ритма, синхронность развития эмбрионов осетра. Происходит смена ведущих видов хирономид – замена мелких форм на крупные устойчивые виды рода *Chironomus* и массовое развитие олигохет.

При концентрации нефти 0,12–1 г/кг повышается численность нефтеокисляющих микроорганизмов и снижается доля сапрофитов, плодовитость ракообразных и моллюсков, скорость деления простейших. Снижается прирост длины и массы ракообразных, хирономид, моллюсков, червей, рыб. Наблюдается гибель ракообразных, эмбрионов и личинок рыб.

При концентрации нефти более 5 г/кг у выживших организмов (ряска, элодея, хирономиды) увеличивается число хромосомных

аберраций. Происходит нарушение водно-солевого обмена у моллюсков, биохимических, гематологических и гистологических показателей у рыб. Увеличивается количество аномалий развития у эмбрионов и личинок осетра, хирономид и дрозофил.

Следовательно, используя шкалу видового разнообразия гидробионтов, можно оценить уровень нефтезагрязнений водоемов.

Ковалевой Г.И. (1979) исследовалось влияние растворенных нефтепродуктов на углеводный обмен печени смариды (*Spicara smaris L.*) и морского языка (*Solea lascaris nasuta Pallas*). При действии на рыб нефти *in vivo* отмечается гипергликемия, снижение содержания гликогена в печени. Концентрация нефти 29 мг/л в течение 2 часов вызывала острое отравление смариды; при 9 мг/л у рыб наступало хроническое отравление.

При изучении действия нефти на молодь осетра (Абдусаматов и др., 2011) отмечалось изменение гематологических показателей при концентрациях нефти 0,1–23 мг/л. У рыб наблюдалась анемия. Выраженный токсический эффект проявлялся при концентрации 2,5–10 мг/л. К концу опыта на 30-е сутки при концентрациях нефти 5 и 10 мг/л содержание гемоглобина в крови рыб снижалось. Углеводороды, аккумулированные в рыбе, передаются человеку как потребителю рыбной продукции, накапливаются в его организме, вызывая различные патологические процессы. Подробно исследованы особенности накопления более 70 химических элементов организмами фито- и зоопланктона на примере Белоярского водохранилища Е.В. Поляковым с соавторами (2012). Авторы отмечали более высокие коэффициенты накопления химических элементов зоопланктоном относительно фитопланктона, что делает перспективным использование зоопланктона для биогеохимической индикации загрязнения водных объектов. Токсическое влияние приводило к снижению уровня гемоглобина в зависимости от внесенной концентрации токсиканта. Влияние отсутствовало при концентрации нефти 0,2 г/кг и было максимальным при 0,8 г/кг. Отмечалось снижение уровня гемоглобина в крови, подавление активности ацетилхолинэстеразы в мозге рыб и общее ухудшение их функционального состояния, приводившее в ряде случаев к гибели рыб на загрязненных нефтью донных осадках. Более выраженные изменения биохимических показателей выявлены И.Е. Цыбульским с коллегами в серии проведенных экспериментов при экспозиции барабули

с содержанием нефти в донных отложениях 1 и 5 г/кг (Цыбульский и др., <http://ecotext2.ru/181>).

В качестве биоиндикационных объектов нефтезагрязнений и нефтепродуктов использовались аквариумные рыбы гуппи.

Гуппи заселяют стоячие водоемы Средней Азии и Америки и могут использоваться для биоиндикации нефтезагрязнений в нефтедобывающих районах. Гуппи относятся к семейству пецилиевых, включающему живородящие виды. Оплодотворенная икра остается в фолликулах в течение беременности. После оплодотворения развивающийся эмбрион питается своими запасами и не нуждается в питании от матери.

В лабораторных условиях исследовали влияние нефти, бензина и сеноманских растворов на молодь гуппи *Pecillia reticulata*. Для получения потомства отбирали производителей не старше двух лет и помещали в общий аквариум для спаривания. После начала нереста самки изолировались со сформированными зародышами (Шкарупо, Моргунова, Карташев, 2019).

В первой серии опытов исследовалось влияние нефти на молодь гуппи. В качестве загрязнителя использовали сырую нефть Лугинского месторождения, плотность которой составляет 0,7754 г/см³. Эта нефть содержит 0,3% серы общей, 0,14% массовой доли воды, 2,8% массовой доли парафина, менее 2,0 ppm массовой доли сероводорода и менее 1,0 ppm органических хлоридов. В аквариумы объемом 5 л вносили нефть с концентрацией 0,1; 0,3; 0,5; 0,8 мл/л. В аквариумы помещалось по 10 экземпляров молодых гуппи *Pecillia reticulata*.

Во второй серии опытов изучалось влияние сеноманских растворов на развитие гуппи. Использовались сеноманские растворы Среднеугутского месторождения хлоркальциевого типа, удельный вес 1,011 г/см³, рН 7,4–7,7, плотность 1,013 г/см³, вязкость 18,8 мПа·с. В аквариумы объемом 5 л вносили сеноманские растворы с концентрациями 50, 100 и 200 мл/л. В аквариумы помещалось по 10 экземпляров родившихся гуппи *Pecillia reticulata*.

В третьей серии исследовалось влияние бензина на родившихся гуппи. Изучалось влияние бензина АИ-95 с плотностью 0,750 г/см³, содержанием серы общей не более 0,05%, объемной долей бензола не более 5%, концентрацией смол не более 5 мг/100 см³, содержанием свинца 0,010 г/дм³. В аквариумы объемом 5 л с десятью молоды-

ми особями рыб вносился бензин с концентрацией 0,1; 0,3; 0,5; 0,8 мл/л.

В результате действия нефти при концентрации 0,1 мл/л летальное действие на гуппи не наблюдалось, при концентрации 0,3 мл/л погибло 10 % молоди. При концентрации нефти 0,5 мл/л и 0,8 мл/л погибло 20 % экземпляров. Наблюдались отклонения в росте и морфологии гуппи (табл. 38).

Таблица 38

Процентное соотношение морфологических аномалий в развитии гуппи при различных концентрациях нефти

Концентрация нефти, мл/л	0,3	0,5	0,8
Деформации дыхания, %	30	40	45
Расщепление плавников, %	40	50	50
Снижение активности рыб, %	50	55	70
Искривление позвоночника, %	30	–	40
Деформации головы, %	–	–	20

Происходило искривление позвоночника рыб, недоразвитие жабр, отмечались повреждения в области плавников, деформации головного отдела, снижение активности и отставание в росте относительно контрольных представителей.

При хроническом влиянии минерализованных сеноманских растворов на рост и развитие мальков гуппи при концентрациях 50, 100, 200 мл/л изменялось поведение, физиологическое состояние, морфологические показатели и выживаемость рыб (рис. 35).

Минерализованные растворы приводили к аномалиям плавников, потере аппетита и снижению двигательной активности гуппи. Развивались заболевания: плавниковая гниль, ихтиофтириоз, плестофороз, гермафродизм, тетрахименоз, микобактериоз, красная парша (рис. 36).

Процентное соотношение больных и здоровых рыб зависело от концентрации сеноманских растворов.

Результаты исследований по влиянию бензина на рост и развитие гуппи показали, что вымет мальков в контроле и в опыте начался в первые сутки эксперимента. Количество выжившей молоди в опытной серии составляло от 70 до 100 % в зависимости от концентрации бензина.

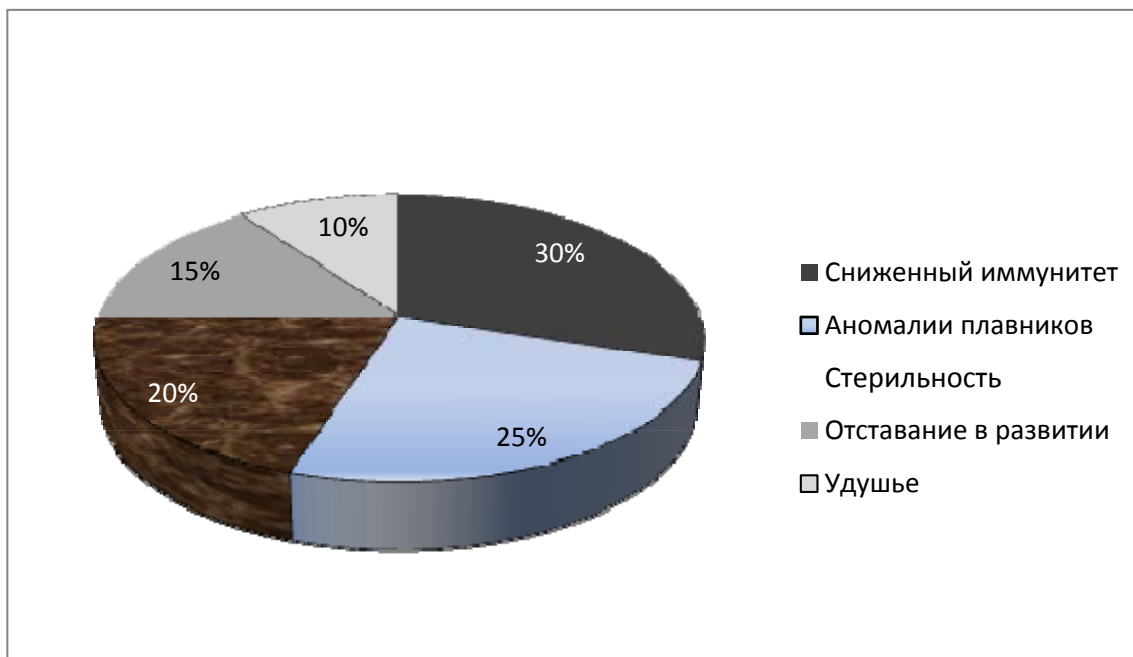


Рис. 35. Морфологические изменения у рыб при действии сеноманских растворов с концентрацией 100 мл/л и 200 мл/л

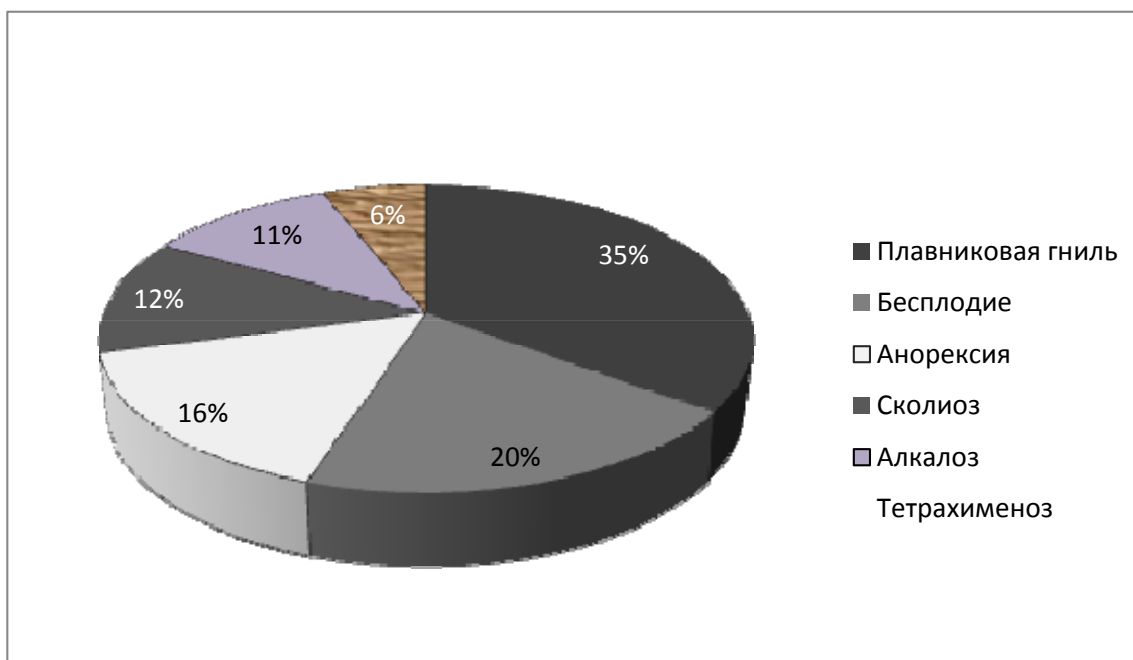


Рис. 36. Болезни группы, вызванные действием сеноманских растворов

Анализ экспериментальных данных выявил изменения морфологии группы при концентрациях бензина 0,5 мл/л и 0,8 мл/л (рис. 37).

Бензин негативно влиял на рост и развитие молодых рыб. При концентрациях 0,5 мл/л и 0,8 мл/л бензина наблюдалось искривление позвоночника, деформация головного отдела и плавников, дефект дыхательных путей.

Таким образом, влияние нефти и нефтепродуктов приводило к различным морфологическим патологиям роста и развития молодых рыб: аномалиям черепа, туловищного, хвостового отделов, повреждению дыхательных путей и плавников. Наблюдалось снижение выживаемости рыб, задержка в развитии. Аномалии плавников встречались в 30% при загрязнении бензином, в 25% при загрязнении сенноманскими растворами и в 35% при загрязнении нефтью. Задержки в развитии наблюдались в 25%. При действии сенноманских растворов отмечалось появление следующих болезней: анорексии – 16%, сколеоза – 12%, алкалоза – 11%.

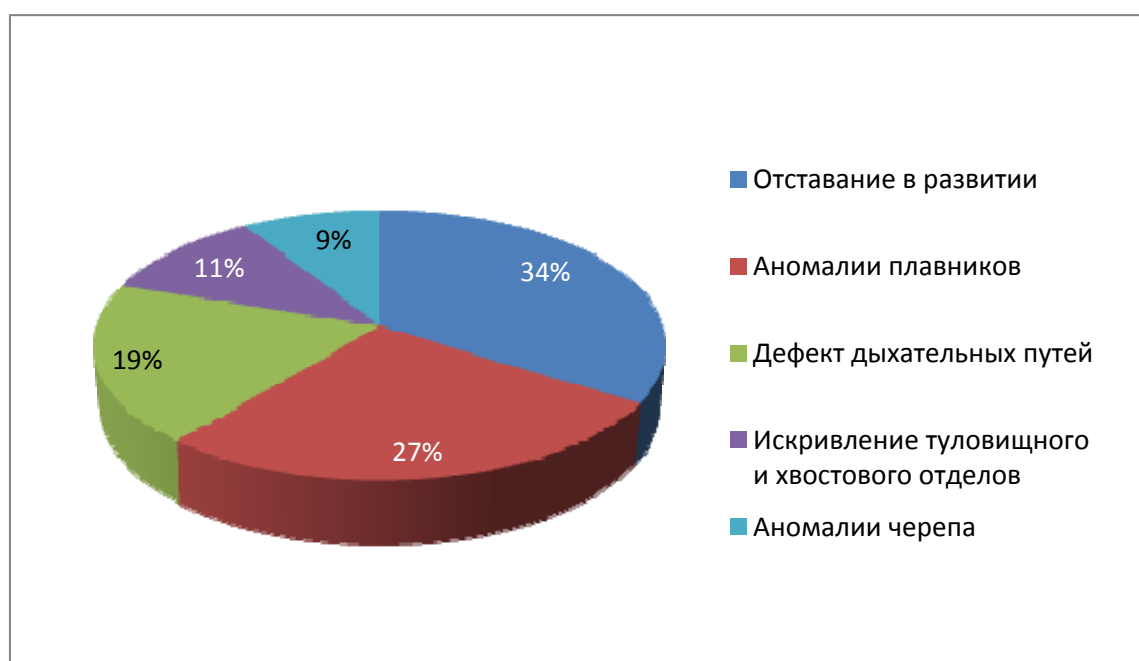


Рис. 37. Морфологические изменения у гуппи, вызванные воздействием бензина в течение 30 суток

Наименее устойчива к различным токсичным воздействиям молодь гуппи в стадии раннего онтогенеза в период перехода на активное питание. Ранний онтогенез рыб является периодом жизненного цикла, в течение которого организм наиболее подвержен влиянию внешних факторов. Следовательно, выявленные морфологические отклонения в развитии гуппи можно использовать в качестве биоиндикаторов уровня загрязнений водоемов нефтью и нефтепродуктами.

2.9. Коловратки – биоиндикаторы нефтезагрязнений пресноводных водоемов

Коловратки (*Rotatoria*) являются основными представителями микрозоопланктона пресноводных водоемов Западной Сибири и кормом для беспозвоночных и личинок рыб. Сообщества коловраток характеризуются значительными изменениями численности в зависимости от внешних условий. Видовая устойчивость и цикличность размножения коловраток позволили им успешно выживать при изменении условий среды обитания. Популяционные механизмы устойчивости сообществ коловраток практически не исследовались. В наших исследованиях (Карташев, Смолина, Ковальская, 2011; Карташев, Ковальская, 2012) рассмотрена устойчивость сообществ коловраток к хроническому влиянию нефтезагрязнений. Для оценки влияния нефти на коловраток проведены опыты в лабораторных условиях, на полигоне в контролируемых природных условиях и в естественных условиях при разливах нефти.

Нефтезагрязнения в диапазоне концентраций 0,25–2 г/л оказывали негативное влияние на сообщества планктонных видов коловраток. При действии нефти происходило снижение численности и сокращение видового разнообразия беспозвоночных. Выявлены наиболее устойчивые к нефтезагрязнениям виды коловраток: *Notholca squamula frigida* и *Keratella cochlearis macracantha*. Определена область адаптивных концентраций нефти в пресноводных водоемах для коловраток, соответствующая 0,25 г/л. При адаптивных концентрациях нефти наблюдалось восстановление численности и формирование жизнеспособных популяций коловраток.

Анализ количества органотрофных бактерий выявил повышение их численности в нефтезагрязненных водоемах. Повышенное относительно контрольных условий количество бактерий наблюдалось в 7, 15 и 25-е сутки, что, вероятно, обусловлено дополнительной стимуляцией размножения коловраток. При изучении общей численности сообществ коловраток в загрязненных и незагрязненных водоемах установлена асинхронность периодов активного размножения в опытных и контрольных сообществах коловраток. Два периода активного размножения отмечались в контрольных водоемах: в 3-и и 27-е сутки, и три – в опытных: в 5-е, 9-е и 43-и сутки наблюдений.

Наблюдалось значительное превышение численности коловраток при вспышках размножения в опытных водоемах.

Влияние нефти с концентрацией 0,25 г/л приводило к изменению структуры сообществ коловраток в зависимости от длительности действия и видовой устойчивости. Для первичной реакции всех видов коловраток на загрязнения водоемов характерно кратковременное повышение численности с последующим снижением и переходом в колебательный режим. Вымирали неустойчивые виды. Некоторые виды коловраток способны сохраняться, откладывая яйца в ил, или переходить в состояние анабиоза. В девятые и тридцать третьи сутки действия нефти происходила элиминация видов *Polyarthra longiremis* и *Synchaeta pectinata*. В 49-е сутки практически элиминировался вид *Brachionus calyciflorus anuraeiformis*. На низком уровне численности находились популяции видов *Notholca squamula frigida*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis macracantha*. Начиная с 81–105-х суток наблюдалось восстановление численности популяций коловраток выживших видов. Следовательно, при действии нефтезагрязнений происходит сокращение видового разнообразия сообществ коловраток и снижение численности популяций. Восстановление численности сообществ осуществляется устойчивыми к нефти видами коловраток.

На основании проведенных исследований в диапазоне концентраций нефтезагрязнений 0,25–2 г/л установлено негативное влияние нефти на сообщества планктонных коловраток, приводящее к сокращению видового разнообразия. Выявлены наиболее устойчивые к нефтезагрязнениям виды коловраток – *Notholca squamula frigida* и *Keratella cochlearis macracantha*, которые можно использовать при биоиндикации нефтезагрязнений. Определена область адаптивных концентраций нефти в пресноводных водоемах для коловраток: 0,5–0,25 г/л. В адаптивных диапазонах концентраций нефти наблюдалось восстановление численности и формирование жизнеспособных сообществ коловраток. Для устойчивых к нефти популяций коловраток характерны следующие адаптивные этапы: активное размножение, волнообразное изменение численности, отбор наиболее устойчивых особей, частичное или полное восстановление численности сообществ коловраток с новой доминирующей видовой структурой выживших популяций.

В экспериментальных исследованиях популяций лабораторной культуры коловраток *Brachionus plicatilis* при действии нефти на различные возрастные группы без дополнительной аэрации установлено снижение количества самок с созревающими яйцами в течение первых 29 суток наблюдения и повышение их численности в 37-е сутки. Аналогичный волнообразный процесс характерен и для контрольной группы животных. Нефтезагрязнения стимулировали выход молодых особей из яиц и появление половозрелых особей. Значительное повышение численности половозрелых особей наблюдалось в 5–13-е сутки последствия, снижение – в 17–45-е сутки и повторное повышение численности – в 45–61-е сутки с последующим снижением. В контрольной группе коловраток повышение численности было не выражено и наблюдалось с 5-х по 13-е сутки, постепенное снижение происходило в 17–45-е сутки, повторное увеличение – с 49-х по 61-е сутки.

Циклические изменения численности коловраток в опытных и контрольных группах были аналогичны по длительности. Для популяций коловраток характерно волнообразное изменение численности, что связано с особенностями их размножения. При ухудшении условий существования под влиянием нефти наблюдалось увеличение амплитуды численности без изменений длительности периодов колебаний в исследованных возрастных группах, что можно рассматривать в качестве адаптивных реакций популяций коловраток. Повышение концентрации нефти приводило к изменению периодов колебаний и десинхронизации численности популяций коловраток (табл. 39). Повышение уровня загрязненности стимулировало активный процесс размножения всех выживших видов коловраток. После вымирания и сокращения численности неустойчивых видов следует этап активного размножения, отбора устойчивых видов и заселения ими зоны обитания.

В природных водоемах после внесения бензина 5–10 г/л наблюдалось активное размножение коловраток, снижение численности и повторное размножение. Появлялись новые виды, предварительно не наблюдаемые в исследуемых водоемах: *Filinia cornuta cornuta*, *Notholca squamula frigida* (табл. 40). Вероятно, происходило массовое размножение малочисленных видов. Количество видов в загрязненном бензином водоеме было ниже, чем в контроле (Карташев, Ковальская, 2012).

Таблица 39

Видовое разнообразие коловраток при нефтезагрязнениях

Вид	Конт- роль	Концентра- ция нефти 20 г/кг	Концентра- ция нефти 100 г/кг
<i>Cephalodella pigmentata</i> Wulfert, 1951	+	–	–
<i>Cephalodella clara</i> Wulfert, 1944	+	–	–
<i>Polyarthra dolichoptera brachyptera</i> Bartos, 1947	+	+	–
<i>Dicranophorus leptodon</i> Wiszniewski, 1934	+	–	
<i>Asplanchna brightwelli</i> Gosse, 1850	+	–	+
<i>Lepadella (s. Str.) ovalis</i> (Muller, 1786)	+	–	–
<i>Karatella irregularis angulifera</i> (Lauterborn, 1900)	+	–	+
<i>Karatella hiemalis</i> Carlin, 1943	–	+	–
<i>Limnias nymphaeae</i> Stenroos, 1898	+	+	–

Таблица 40

Видовое разнообразие коловраток при действии бензина

Вид	Конт- роль	Постоянст- во вида, %	Бензин 80 мл/л воды	Постоянст- во вида, %
<i>Trichocerca (s. str.) pusilla</i> (Lauterborn, 1898)	+	15,4	–	
<i>Dicranophorus longidactylum</i> Fadeev, 1927	+	7,7	–	
<i>Karatella irregularis irregularis</i> (Lauterborn, 1898)	+	15,4	+	69,2
<i>Notholca japonica kisselevi</i> Kut. var. nov.	+	23,1	+	30,8
<i>Notholca squamula frigida</i> Jaschnov, 1922	–		+	7,7
<i>Limnias nymphaeae</i> (Stenroos, 1898)	+	46,2	+	46,2
<i>Filinia cornuta cornuta</i> (Weisse, 1847)	+	61,5	+	15,4
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	46,2	–	

Анализ специфических реакций организмов-гетеротрофов на действие водных растворов нефтепродуктов показал, что раствор дизельного топлива в минимальных концентрациях первоначально ингибирует, затем стимулирует развитие инфузорий и коловраток. Причиной вспышки численности инфузорий в первые сутки являлись нефтеокисляющие бактерии. В начале опыта нефтепродукты переходили в воду в больших количествах, затем скорость перехода снижалась.

Оставшаяся нефтяная пленка является субстратом и источником пищи для коловраток. По мере уменьшения площади пленки часть коловраток переходила в стадию анабиоза. При концентрации 0,001 мг/л нефть и нефтепродукты ускоряют гибель планктона. Происходило снижение численности неустойчивых к загрязнению ветвистоусых рачков в 2–6 раз. Численность веслоногих рачков повышалась до 70%.

Среди наиболее чувствительных видов зоопланктона к токсическому действию нефтепродуктов отмечают *Polyphemus pediculus* и *D. longispina*. Наименее чувствительным видом является *Cyclops sp.*

Следовательно, численность и видовое разнообразие коловраток можно рассматривать как универсальный биоиндикатор, свидетельствующий об очищении водоемов, улучшенном питании мальков рыб и беспозвоночных и восстановлении водоемов.

2.10. Донные организмы – биоиндикаторы нефтяных загрязнений

Осевшие и трансформирующиеся на дне водоемов загрязнения определяют их суммарную деградацию и являются долговременным источником негативных последствий. Донные организмы значительно выносливее к нефтяным загрязнениям, чем планктонные (Миловидова, 1974). На гаммаридах установлено, что молодь значительно чувствительнее к нефтепродуктам, чем взрослые особи (Смоляр, 1981). Сравнительный анализ устойчивости к токсикантам показал, что гаммариды и моллюски характеризуются более низкой чувствительностью по сравнению с ветвистоусыми и веслоногими ракообразными (Лозовой, 2012). По мнению исследователей (Крючков, Курапов, 2012), при накоплении в донных осадках твердых фракций буровых отходов нарушения в бентосе носят точечный,

временный и обратимый характер. Для наиболее уязвимых неподвижных форм бентоса (губки, гидроиды) токсичен слой осадка около 5 мм, гибель крупных моллюсков происходит при толщине слоя буровых отходов более 10–15 см.

Исследования Н.В. Холмогоровой (2007) на реках Удмуртии показали, что во всех типах донных отложений достоверно увеличена численная доля комаров-звонцов подсемейства *Prodiamesinae*. Наиболее уязвимыми организмами в донных ценозах при загрязнении нефтью являлись личинки ручейников и двустворчатые моллюски, численность которых сокращалась. В комплексном нефтяном загрязнении водных объектов углеводороды нефти не всегда играют основную роль в токсическом действии. По результатам исследований В.И. Попченко и Т.В. Попченко (1999) устойчивые к органическому загрязнению олигохеты чувствительны к серосодержащим веществам, гексахлорану, ионам тяжелых металлов. Авторами экспериментально установлена степень токсичности фенолов для различных видов олигохет и уровень их резистентности к влиянию токсикантов. Показано влияние серосодержащих гетероциклических соединений на нервную и кровеносную системы водных олигохет.

Многие характеристики макрозообентоса – видовое разнообразие, численность, биомасса, зависят от физических свойств грунта, количества преобразованного бактериями органического вещества и от качества отложений. Для грунтов с признаками нефтяного загрязнения свойственна бедность видового состава при высокой численности и биомассе устойчивых к загрязнению форм. При сильном хроническом загрязнении наблюдалось угнетение всего сообщества, включая устойчивые формы (Рузанова, 1995; Михайлова и др., 1998; Виноградов и др., 2002). При загрязнении ароматическими углеводородами снижалась численность бентоса, типичные реофильные виды донных беспозвоночных заменялись высокотолерантными к загрязнителям видами. Относительная токсичность нефти для морских организмов коррелировала с содержанием в ней ароматических углеводородов. Кравцовой Л.С. с соавт. (1988) исследовалось влияние водорастворимых битумов в донных отложениях на распределение гидробионтов. Максимальные значения численности и биомассы олигохет, хирономид и моллюсков отмечались при содержании водорастворимых битумов 40 мг/кг грунта. При более высоких концентрациях (82 мг/кг) происходило снижение численности как

отдельных групп, так и зообентоса в целом. Следует отметить, что влияние водорастворимых битумов на группы зообентоса неоднозначно. При концентрации битумов 40 мг/кг создавались оптимальные условия для развития микрофлоры, повышающей пищевую ценность детрита, что способствовало обилию гидробионтов. При дальнейшем увеличении содержания водорастворимых битумов наблюдалось снижение численности моллюсков и хирономид.

При загрязнении донных отложений дизельным топливом смертность личинок хирономид вида *Chironomus riparius* была выше при концентрации 220–320 мг/кг (Гапеева и др., 2001).

Нефть разных месторождений по-разному влияла на донных беспозвоночных, что связано с различным фракционным составом углеводородов. Нефть с высоким содержанием нафтеновых кислот, смол и серы наиболее токсична для гидробионтов. Нефть не является специфическим токсикантом, поражающим какую-либо одну систему, но вызывает несогласованные изменения в содержании белка, свободных нуклеотидов и нуклеиновых кислот (Дивавин, Ерохин, 1978).

Помимо микробных деструкторов нефти, донные организмы участвовали в преобразовании нефти в донных осадках. Многие исследователи отмечают, что гидробионты способны накапливать в своем организме нефтепродукты. Полихеты способствовали преобразованию нефти в грунте, они перерабатывали нефтепродукты – тяжелые фракции (Георга-Копулос, Алемов, 1990). В исследованиях, проведенных на *Limnodrilus hoffmeisteri*, показано, что илистый субстрат, прошедший через кишечник червя, имел более низкое содержание нефти, чем исходный грунт (Воробьев, 2013).

Проходя через организм мидий, углеводороды нефти претерпевали качественные и количественные изменения по сравнению с трансформацией нефти в морской воде. Накопление углеводородов мидиями зависит от степени исходного загрязнения нефтью; физиологического состояния, связанного с недостатком питательных веществ; химического спектра углеводородов. Моллюски способны длительное время сохранять нефть в своем теле (Касымов, Лиходеева, 1984; Щекатурина, Миронов, 1987).

Загрязненные донные отложения являются источниками передачи нефтяных углеводородов по трофической цепи: ил – водоросли – мелкие планктонные организмы – рыбы. Концентрация веществ в

последующем звене трофической цепи может возрасть (Лозовой, 2009). По данным Т.А. Кондратьевой с соавт. (2011), при увеличении содержания нефтепродуктов в воде до 0,48 мг/л происходит снижение численности бентоса за исключением биомасс, высокие значения которых определяются крупными моллюсками.

Высокие концентрации нефтепродуктов в воде и донных отложениях вызывали перестройку всего бентосного сообщества. В сильно загрязненных водных объектах встречались личинки мух-стратиомид, брюхоногие моллюски, клопы-водомерки, личинки комаров кулицид и хаборид. В обводненном нефтешламном амбаре с содержанием нефти более 251 г/кг зообентос не обнаружен. В водоемах с низким содержанием нефтепродуктов активно развивались диатомовые, зеленые, хлорококковые и эвгленовые водоросли. При увеличении нефтяной нагрузки на водоем снижалось видовое разнообразие низших растений. Инфузории при увеличении содержания нефтепродуктов повышали численность и биомассу, если сохранялось несколько видов, устойчивых к загрязнению (Кондратьева и др., 2011). Инфузории и некоторые водоросли способны активно участвовать в процессах самоочищения водных объектов от нефти.

По материалам гидробиологических исследований (Михайлова, 1986, 1998, 2000, 2001) определены токсические эффекты макрофитов, бентосных организмов, рыб-бентофагов. Разработан классификатор уровней загрязнения по состоянию донных сообществ зообентоса, который использовался при биоиндикации донных нефтезагрязнений водоемов.

Слабое нефтезагрязнение – 0,021–0,050 г/кг. Незначительные изменения количественных показателей бентоса. Стимуляция численности и биомассы сапрофитных и нефтеокисляющих микроорганизмов, увеличение видового разнообразия и численности хирономид.

Умеренный уровень нефтезагрязнений – 0,051–0,15 г/кг. Пороговое состояние: выпадение из сообщества чувствительных видов и перестройка в сторону преобладания наиболее устойчивых видов хирономид, олигохет, пик плотности олигохет рода *Limnodrilus*. Встречаются наиболее устойчивые виды поденок, ручейников, пиявок.

Сильный уровень нефтезагрязнений – 0,160–0,5 г/кг. Область нарастающих изменений: снижение видового разнообразия, замена мелких форм хирономид на крупные устойчивые виды рода *Chironomus*, массовое развитие олигохет рода *Limnodrilus*. Снижение количественных показателей отдельных групп и зообентоса в целом.

Экстремальный уровень – 0,501–1 г/кг. Значительное обеднение донного сообщества. Пик плотности устойчивых хирономид и олигохет рода *Tubifex*. Выпадение из сообщества чувствительных видов ручейников, поденок, вислокрылок, мокрецов, жуков, слепней, нематод, остракод, пиявок и двустворчатых моллюсков. Стимуляция размножения нефтеокисляющих бактерий и снижение численности сапрофитов.

Критический уровень нефтезагрязнений – 5 г/кг и больше. Нарушение сообщества по всем структурно-функциональным показателям, значительное снижение численности и видового разнообразия, доминирование устойчивых видов хирономид рода *Chironomus*, снижение численности УОМ.

Повышение токсичности донных отложений по мере увеличения их сорбционных характеристик подтверждено в опытах на *Chironomus riparius* (Степанова и др., 2008). Токсичность по критерию выживаемости, времени вылета имаго при заданных концентрациях внесения нефти достоверно не отличалась от контрольных особей, но линейный размер личинок на 20-е сутки экспозиции в системе с илистыми грунтами был на 15–35% меньше по сравнению с песчаным.

Характерно, что слабое загрязнение водоема ведет к усложнению структуры сообщества зообентоса – экологическому прогрессу. Увеличивается количество видов, численность, усложняются межвидовые отношения, повышается пространственное разнообразие структуры сообщества, уровень трофности. В составе донных сообществ лидирующая роль принадлежит эвритопным видам из малошетинковых червей, тубифицидам, двустворчатым моллюскам и личинкам хирономид; биомасса бентоса повышается.

Повышение уровня загрязнений водоема приводило к упрощению экологической структуры сообществ – экологическому регрессу. Сообщества донных беспозвоночных реагировали на изменения условий посредством метаболизма (Абакумов, 1981). Видовое разнообразие сокращалось, упрощалась пространственная структура.

Увеличивались количественные показатели бентоса за счет эврибионтных видов. Массовое развитие получали олигохеты, хирономиды.

Промежуточное положение между экологическим прогрессом и регрессом занимала экологическая модуляция. В составе донной фауны сообщества постепенно перестраивались структурно: изменялся состав фауны, сменялись виды-доминанты и субдоминанты, основную роль в сообществах играли олигохеты и хирономиды (Попченко, 1999). Максимальный уровень загрязнения приводил к гибели донных животных и полной деградации сообществ бентоса.

Процесс самоочищения от дизельного топлива достаточно длительный. В его окислении принимают участие различные виды живых организмов: на начальном этапе – нефтеокисляющие бактерии, жгутиконосцы и инфузории, на конечном этапе – коловратки (Пахомова, Минченков, 2012).

Олигохеты – распространенные представители бентоса рек и озер, устойчивы к нефтезагрязнениям и используются при биоиндикации уровней загрязнения водоемов. Фауна олигохет пойменных озер средней Оби многочисленная: 32 вида, или 74,4 % общего числа видов олигохет бассейна средней Оби. В прибрежной полосе в зоне зарослей наиболее массово представлены *Stylaria lacustris*, *S. fossularis*, *Nais variabilis* и др. Из тубифицид в литоральной и профундальной зонах озер известны преимущественно *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex*, *Spirosperma ferox*, *Lumbriculus variegatus* и др. (Залозный, 1972).

Малоцетинковые черви устойчивы к органическому загрязнению и химическим веществам, но чувствительны к серосодержащим веществам, фенолам, гексахлорану, ионам тяжелых металлов. Используя в пищу грунт, они концентрируют в теле химические вещества, находящиеся в донных отложениях (Тимм, 1987; Попченко, Попченко, 1999). При концентрациях нефти 0,5–5 г/кг наблюдалась перестройка структуры сообществ доминирующего комплекса хирономид – преобладали виды рода *Chironomus* и происходило массовое развитие олигохет рода *Limnodrilus* (Михайлова, Исаченко-Боме, 2012). В составе зообентоса озера Средний Кабан (Республика Татарстан), подверженного нефтяному загрязнению, доминирующий комплекс представлен олигохетами рода *Limnodrilus* и личинками хирономид (род *Chironomus*) (Кондратьева и др., 2013).

По материалам тюменских ученых (Михайлова и др., 2011) олигохеты являлись наиболее устойчивыми к нефтяному загрязнению после макрофитов по показателю LC50 в концентрации 18 г/кг.

На илистом грунте трех участков Васюгана выявлены изменения по биоиндикационному показателю – олигохетному индексу (Воробьев, 2013). По мере удаления от источников загрязнения численность олигохет, представленных тубифицидами в бентосе, повышалась за счет большей выносливости групп к нефтяному загрязнению, что подтверждают и другие исследователи (Петрова, 1981; Кравцова и др., 1988; Михайлова и др., 1998). По результатам очистных работ на озере Щучьем Усинского района Республики Коми показано, что одними из первых организмов, которые заселяли донные ценозы озера, были олигохеты. В первый год численность олигохет составила 90–100%, биомасса – 80–100% в бентосе (Лушников, Воробьев, 2006).

Тубифициды, являясь типичными представителями донной фауны, способны выдерживать сильные загрязнения донных отложений и активно участвовать в процессах самоочищения. Олигохеты наиболее оптимально подходят для использования на биологическом этапе очистки донных отложений от нефти (Воробьев, Франк и др., 2010). По данным Л.И. Цветковой (1972), фактором, тормозящим развитие тубифицид, является содержание нефтепродуктов в донных отложениях свыше 6 г/кг. По данным других авторов (Воробьев и др., 2008), при концентрациях нефти в иле 6–7 г/кг наблюдается снижение выживаемости червей лимнодрилусов, максимум выживаемости соответствует концентрации 3–4 г/кг нефти.

Установлено, что лимнодрилусы предпочитают чистые участки ила. При содержании нефти 2 г/кг не выявлено достоверных отличий между чистыми и загрязненными участками по количеству червей. Ил, загрязненный «свежей» нефтью, обладает более высокой токсичностью для лимнодрилусов, чем старый ил с аналогичным загрязнением. Содержание нефти в донных отложениях 16,72 г/кг не вызывало гибель лимнодрилусов, отмечалось появление молодежи. Показано, что в результате жизнедеятельности тубифицид *Limnodrilus hoffmeisteri* концентрация нефти в донных отложениях 0,836; 3,344; 6,688; 10,032; 16,720 г/кг снижалась за 30 суток в 1,20–1,72 раза или на 16,67–41,90% , что использовалось в мероприятиях

по биологической очистке донных отложений водоемов от нефти (Воробьев и др., патент РФ № 2357929).

Показано, что лимнодрилусы, перемещаясь в загрязненных «свежей» нефтью грунтах, предпочитают незагрязненные участки ила. Границей толерантности лимнодрилусов к «свежей» нефти следует считать концентрацию 2 г/кг. Ил, загрязненный «свежей» нефтью, обладает максимальной токсичностью в силу наличия токсичных летучих компонентов. Тубифициды активно перемешивают донные отложения. Ил, прошедший через кишечник лимнодрилусов, содержит на 22,4–25,0% меньше нефти, чем исходный. Снижение концентрации нефти связано с ферментативными и бактериальными процессами, проходящими в кишечнике червя.

Выживаемость взрослых лимнодрилусов при нефтяном загрязнении донных отложений в разных кислородных условиях находилась в пределах от 0,8 до 9,0 мг/л. Наибольшее количество молодых лимнодрилусов отмечено в донных отложениях с содержанием нефти 6,5 г/кг. Высокие показатели плодовитости червей наблюдались при содержании нефти в донных отложениях 2–7 г/кг (Воробьев, 2013).

Бентос является комплексным экологическим показателем, позволяющим оценивать уровень антропогенных загрязнений и прогнозировать этапы самоочищения водоемов. Необходимо отметить, что разложение нефти в водоемах зависит от вида водоема и его экологических особенностей. Исследования А.Г. Бенжицкого и Г.Г. Поликарпова (1977) показали, что основу нейстонного перифитона на нефтяных агрегатах составляют прикрепленные организмы: бактерии, водоросли, мшанки, сидячие полихеты, усногие раки; подвижные формы: изоподы, полихеты, брюхоногие моллюски. В разных районах океанов состав нейстонного перифитона на агрегатах различен. В Атлантике встречаются нефтяные агрегаты, покрытые гетеротрофными микроорганизмами, диатомовыми и сине-зелеными водорослями, колониальными животными – мшанками, усногими раками *Lepas fascicularis*. На отдельных агрегатах обнаружены кладки яиц океанических водомерок.

Исследование действия нефти при концентрации 0,001 мл/л на отдельные стадии клеточного цикла морских диатомовых водорослей *Ditylum brightwellii* и *Biddulphia mobiliensis* показало, что стадия клеточного цикла «перетягивание пристенной протоплазмы»

отличается наибольшей чувствительностью к нефтяному загрязнению. Поздние стадии цикла более устойчивы к действию нефти. Нефть неопасна для клеток диатомовых водорослей, которые закончили свой клеточный цикл (Кустенко, Подоляк, 1982).

По результатам экспериментальной оценки токсического действия различных фракций углеводородов на гидробионтов (Степанова и др., 2008) установлено, что токсичность илистых фракций в отношении *Paramecium caudatum* существенно превышает токсичность песчаных фракций при внесении нефти.

Главная роль в деструкции нефтяных углеводородов в воде принадлежит биогенному фактору – микроорганизмам-деструкторам. Как отмечают И.А. Кузнецова и А.Н. Дзюбан (2001), бактериальные сообщества четко индексируют «концентрационную границу» нефтяного загрязнения, ниже которой микробные ценозы «вода-грунт» еще справляются с нефтяными фракциями в донных отложениях и стабилизируют ситуацию, – это 40 мг/кг, 60 мг/кг сухого грунта.

При избыточном нефтяном загрязнении повышалась численность и биомасса бактерий, но снижалась их общая активность. Накапливались токсичные продукты анаэробного распада (Дзюбан, Крылова, 2000). По данным В.В. Ильинского с соавт. (1998), за летний период микроорганизмами поверхностных вод может быть окислено от 1,2 до 2,5 мг нефтяных углеводородов в 1 л. Как отмечают авторы, закономерность прослежена на доступных для микроорганизмов углеводородах. В связи с активной трансформацией и деградацией нефтяных углеводородов изменялась структура сообществ, сохранялись более устойчивые к биологической переработке вещества токсичных продуктов (Попов, 1982). При загрязнении ароматическими углеводородами снижалась численность бентоса, типичные реофильные виды беспозвоночных заменялись толерантными к загрязнителям видами (Duke et al., 2000).

Загрязнение донных осадков нефтью и нефтепродуктами приводит к перестройке бентосных сообществ водных экосистем и является долговременным. Рост видового разнообразия донных сообществ рассматривается как процесс восстановления водоемов.

2.11. Моллюски – биоиндикаторы антропогенных загрязнений

Значение моллюсков для биоиндикации загрязнений водоемов трудно переоценить. Моллюски питаются, процеживая воду или поедая донную органику. На одном квадратном метре дна водоема за сутки моллюски фильтруют до 200 м³ воды. Моллюски – катушки, перловицы, беззубки утиные – обитают только в водоемах с чистой водой. Битиния, горошина, лужанка, прудовик, перловица вздутая, физа живут в водоемах со слабозагрязненной водой. Шаровка роговая предпочитает водоемы с умеренным загрязнением (Бадтиева и др., 2003).

Тимофеев М.А. с коллективом ученых (2008) исследовали степень влияния водорастворимых компонентов нефти на синтез белков теплового шока у типичных представителей водоемов Байкальской Сибири. В результате действия растворов с содержанием нефти 10 мл/л через 1 ч наблюдали изменения в синтезе белка. У байкальских амфипод отмечали снижение, у моллюсков – увеличение уровня содержания белков теплового шока. Полученную зависимость использовали для экспресс-оценки наличия в воде нефти.

Проходя через организм мидий, углеводороды нефти претерпевали качественные и количественные изменения по сравнению с трансформацией нефти в морской воде. Накопление углеводородов мидиями зависело от нескольких факторов: степени исходного загрязнения; физиологического состояния, связанного с отсутствием или недостатком питательных веществ; химического спектра углеводородов в нефти и нефтепродуктах (Щекатурина, Миронов, 1987). Выявлены различия в накоплении моллюсками нефтяных углеводородов разных месторождений, отличающихся химическим составом.

При изучении влияния нефтяного загрязнения воды на физиологические показатели двустворчатых моллюсков установлено, что последствия проявлялись при действии низких концентраций нефтепродуктов – 1,13 мг/л, при 2,25 мг/л и 4,51 мг/л наблюдалась гибель животных. Концентрация нефтепродуктов в воде в пределах от 1,13 до 2,25 мг/л вызывала гибель большинства видов моллюсков в течение 1 ч. Наиболее устойчивым к действию нефтепродуктов видом двустворчатых моллюсков являлся *Dreissena polymorpha*. Молодые особи были более чувствительны к влиянию нефтепродуктов, чем

взрослые; молодь фильтрует воду активнее взрослых, что связано с большей интенсивностью обмена веществ (Рубец, 2012).

Исследования по влиянию нефтяных загрязнений с концентрацией 0,4; 1,9; 8,4; 38,8 мг/л на липидный состав беломорских сублитторальных мидий показали, что концентрации до 1,9 мг/л не отразились на составе липидов изученных органов мидий. При влиянии более высоких концентраций нефтепродуктов происходило снижение более чем в 2 раза структурных липидов за счет повышения количества фосфолипидов и снижения уровня холестерина. В ноге мидий при действии концентраций нефтепродуктов 8,4 мг/л и 38,8 мг/л наблюдалось снижение уровня общих липидов (Фокина и др., <http://ecotext2.ru/176.html>).

При концентрации нефти 1 мл/л и 2 мл/л в лабораторных условиях наблюдались изменения в поведении пресноводных моллюсков вида *Planorbarius corneus*. Через 11 суток происходила гибель моллюсков при концентрации нефти 2 мл/л. При концентрации нефти 4 мл/л на вторые сутки 50% особей элиминировалось. Критичной являлась концентрация 8 мл/л, при которой на третьи сутки погибло 80% моллюсков. При концентрации нефти в воде 4 мл/л повышалась потребность в кислороде, что стимулировало двигательную активность моллюсков. Потребность в питании не была ключевым показателем, влияющим на активность. При концентрации 8 мл/л отмечалось снижение двигательной активности и выпадение из раковин мягких тканей моллюсков, что свидетельствовало о необратимых изменениях физиологических процессов. Постоянное пребывание в верхних слоях воды являлось показателем нехватки кислорода. Токсическое влияние нефти приводило к плотному закрытию створок раковины моллюсков на четвертые сутки опыта, что можно рассматривать в качестве специфической стресс-реакции на токсические загрязнения (Карташев, Шкарупо, Кочеткова, 2017).

В первые двое суток после добавления нефти 4 мл/л численность моллюсков оставалась без изменений. На третьи сутки отмечалось сокращение численности. Концентрация нефти 8 мл/л оказалась критичной для моллюсков. В первые часы после добавления нефти численность особей сократилась на 40%. Во вторые сутки сокращение численности продолжалось, к третьим суткам происходила гибель моллюсков.

При постепенном хроническом внесении нефти исследовалась адаптация моллюсков к нефтезагрязнениям (рис. 38).

При постепенном увеличении концентрации нефти на 0,5 мл/л за сутки адаптация к загрязнению осуществлялась в течение трех суток. Элиминация неадаптированных особей происходила на четвертые сутки после внесения нефти. При постепенном повышении концентрации нефти увеличивался период выживаемости моллюсков. Гибель всех особей отмечалась на десятые сутки без внесения дополнительного количества нефти. Следовательно, при постепенном внесении нефти ее влияние на организм моллюсков менее токсично, чем при внесении разовой высокой концентрации.

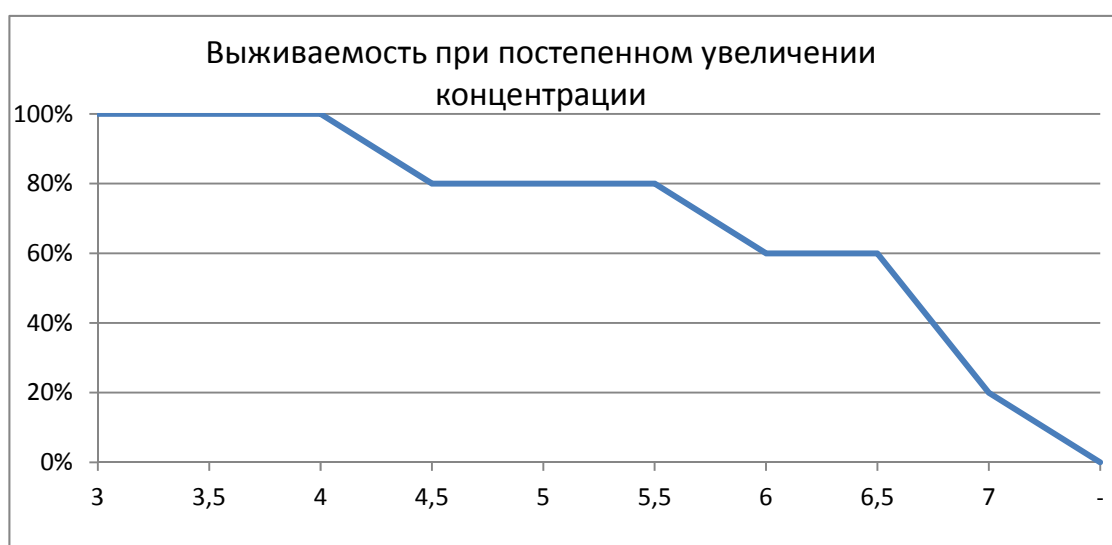


Рис. 38. Выживаемость моллюсков при ежедневном внесении нефти 0,5 мл/л (по оси ординат – процент выживших особей, по оси абсцисс – сутки наблюдений)

В наших исследованиях влияния нефти на личиночные стадии пресноводных моллюсков показана дифференцированная устойчивость этапов онтогенеза. При действии нефти на икру моллюсков на первой стадии эмбрионального развития-дробления происходило замедление в два раза ее развития до личиночной стадии трохофоры независимо от концентрации нефти. Повышенная концентрация нефти, равная 8 мл/л, замедляла развитие в два раза на личиночной стадии велигера. На стадии оседания замедление в развитии при действии нефти составило 20%. Необходимо отметить, что при всех исследованных концентрациях нефтезагрязнений наблюдалась гибель молоди в пределах 20%. Концентрация нефти, равная 1 мл/л,

практически не оказывала влияния на онтогенез моллюсков. При концентрации 4 мл/л наблюдалось увеличение периода выхода из оболочки яйца и сокращение численности молоди на 6% относительно контрольных кладок. Концентрация нефтезагрязнений 8 мл/л приводила к увеличению длительности развития на стадиях оседания и выхода личинок из оболочки яйца.

При действии нефти в начальной стадии развития личинки трохофоры происходило замедление развития. Нарушение в онтогенезе сопровождалось увеличением периода прозрачности кладки моллюска и меньшими размерами при концентрации 4 мл/л и 8 мл/л. Особи с аналогичными морфологическими отклонениями не выходили из яиц.

Внесение нефти в начальной стадии велигера приводило к ускорению развития моллюсков при выходе из оболочки ядра. Смертность молоди увеличивалась на 10% при концентрации нефти 4 мл/л и 8 мл/л. Смертность личинок моллюсков наблюдалась на стадии оседания из-за высыхания мягких тканей при действии нефти. При помещении кладок на стадии оседания в среду с концентрациями нефти 1 мл/л и 4 мл/л существенных отклонений в длительности выхода личинок из кокона не наблюдалось. При концентрации нефти 8 мл/л выход личинок затягивался.

Таким образом, при действии нефти изменяется поведение моллюсков. В качестве защитной стресс-реакции можно рассматривать плотное закрытие створок раковин моллюсков. Выживаемость моллюсков *Planorbis corneus* в загрязненной нефтью воде изменяется в зависимости от концентрации поллютанта. Наибольшее токсическое влияние оказывает нефть с концентрацией 8 мл/л – гибель организмов происходит на 3-и сутки (Карташев, Шкарупо, 2017). С увеличением концентрации загрязнителя замедляется процесс эмбриогенеза, увеличивается период с момента образования велигера до выхода моллюска из кокона. Наиболее устойчивыми к токсическому влиянию нефти являются стадии велигера и оседания в оболочке яйца.

Во второй серии опытов исследовалось влияние бензина и дизельного топлива на поведение и развитие моллюсков *Marisa cornuarietis* (Шкарупо, Сусло, Карташев, 2018). При концентрациях бензина 0,5 мл/л и 1 мл/л на 10-й мин после его внесения увеличилась дыхательная активность взрослых моллюсков, наблюдалась по-

вышенная потребность в кислороде, что стимулировало двигательную активность. На 30-й мин при концентрации 0,5 мл/л моллюски находились в донной толще воды, признаков движения не наблюдалось. При концентрации бензина 1 мл/л у моллюсков сохранялась высокая двигательная активность. При концентрациях бензина 0,5 мл/л и 1 мл/л на вторые сутки отмечалось снижение двигательной активности, связанное с защитной реакцией моллюсков на загрязнение водной среды бензином. На четвертые сутки при концентрациях 0,5 мл/л и 1 мл/л у 60% моллюсков проявлялась двигательная активность, 40% моллюсков находились в донной толще без признаков движения.

На седьмые сутки при концентрации бензина 0,5 мл/л погибло 40% моллюсков, при концентрации 1 мл/л – 60% моллюсков. При концентрациях бензина 0,5 мл/л и 1 мл/л выжившие моллюски находились в верхней части аквариумов в поисках кислорода. На восьмые сутки моллюски находились в угнетенном состоянии и не передвигались. Выжившие моллюски на 12-е сутки пытались покинуть область загрязнений, у них повышалась дыхательная деятельность. Концентрации бензина 0,5 мл/л и 1 мл/л не являлись критическими – 60% моллюсков выживали. При концентрации бензина 2 мл/л на 12-е сутки погибли все моллюски.

Поведенческие реакции исследуемых моллюсков при действии дизельного топлива были аналогичны реакциям при действии бензина. Негативные изменения в поведении и смертность моллюсков наблюдались в более ранний период – в 5-е, 6-е сутки последствия.

Анализ выживаемости моллюсков под влиянием дизельного топлива показывает, что при его концентрации 0,5 мл/л численность моллюсков снижалась на 20% в девятые и двенадцатые сутки. При концентрации дизельного топлива 1 мл/л численность моллюсков снижалась на 40% и 50% в шестые и девятые сутки хронического влияния. Концентрации дизельного топлива 0,5 мл/л и 1 мл/л оказывали более выраженное негативное влияние, чем бензин. Концентрация дизельного топлива 2 мл/л являлась критической для моллюсков и на восьмые сутки погибли все особи.

Из результатов проведенных исследований можно сделать вывод, что нефть, дизельное топливо и бензин имеют разный характер действия на гидробионтов. Большая смертность организмов

в водных эмульсиях дизельного топлива вызвана образованием маслянистой пленки на водной поверхности, которая затрудняет доступ к кислороду. Бензин не образует пленку на водной поверхности и действует на организм непосредственно токсическим химическим составом.

В следующей серии опытов оценивалось личиночное развитие моллюсков в искусственно загрязненной бензином среде. Вносимые концентрации бензина составляли 0,5, 1 и 2 мл/л.

Анализ данных показал, что при концентрации бензина, равной 0,5 мл/л, выход молоди задерживался на двое суток относительно контрольной группы. Личинки моллюсков *Marisa cornuarietis* были чувствительны к хроническому влиянию бензина при концентрациях 1 мл/л и 2 мл/л и погибали.

При концентрации бензина 0,5 мл/л развитие личинок сохранялось. Существенного замедления в длительности развития стадий не наблюдалось. Концентрации бензина 1 мл/л и 2 мл/л негативно влияли на личиночное развитие, увеличивали продолжительность развития на стадии трохофоры на 5–16 суток и подавляли жизненный цикл личинок.

Следовательно, загрязнение водной среды бензином негативно влияет на личиночное развитие моллюсков.

Анализ данных по влиянию дизельного топлива на развитие моллюсков показал, что при концентрации дизельного топлива, равной 0,5 мл/л, выход молоди начинается на трое суток позже, чем в контрольной группе. Личинки моллюсков *Marisa cornuarietis* были чувствительны к действию дизельного топлива при концентрациях 1 мл/л и 2 мл/л и погибали.

При концентрации дизельного топлива 0,5 мл/л развитие личинок продолжалось. Существенного отличия в длительности развития стадий от контроля не наблюдалось. Выход молоди задерживался на 2 суток относительно контроля. Концентрации дизельного топлива 1 мл/л и 2 мл/л негативно влияли на личиночное развитие, увеличивали продолжительность развития на стадии трохофоры на 9–17 суток и подавляли жизненный цикл личинок аналогично влиянию бензина (Шкарупо, Сусло, Карташев, 2018).

Следовательно, хроническое влияние дизельного топлива приводит к более выраженным негативным последствиям, чем бензина и нефти, на взрослых моллюсков за счет образования маслянистой

пленки. Негативные последствия влияния бензина и дизельного топлива на личиночное развитие пресноводных моллюсков аналогичны и определяются токсичностью нефтепродуктов при концентрациях 0,5, 1 и 2 мл/л.

Личиночные стадии моллюсков чувствительны к действию бензина, дизельного топлива и нефти. Концентрации бензина и дизельного топлива 1 мл/л и 2 мл/л приводят к гибели личинок. При действии дизельного топлива с концентрацией 1 мл/л гибель личинок происходит на стадии оседания в яйцо, при действии бензина – на стадии выхода молоди. Для взрослых моллюсков летальной является концентрация бензина и дизельного топлива 2 мл/л.

Поведение моллюсков может использоваться при биоиндикации степени загрязнений нефтью и нефтепродуктами. Переносные аквариумы с моллюсками использовались для определения степени загрязненности нефтепродуктами природных водоемов в районах нефтедобычи.

Таким образом, в настоящее время имеются многочисленные результаты исследований по влиянию загрязнений нефтью и нефтепродуктами на гидробионтов. Определены виды, устойчивые к загрязнениям, и виды, характеризующие экологическое восстановление водоемов, что позволяет осуществлять биоиндикационный мониторинг антропогенных загрязнений гидросферы.

3. Биоиндикация физических загрязнений

3.1. Тепловое загрязнение

К физическим загрязнениям относятся тепловые, электромагнитные, радиоактивные, световые и звуковые. Тепловое загрязнение среды появляется в результате избыточного тепла, получаемого при использовании искусственных источников энергии, и парникового эффекта. Избыточное тепло существенно влияет на энергетический баланс экосистем. Нагревание речных вод в ближайшее время станет чрезмерным, если по-прежнему будет использоваться вода для охлаждения конденсаторов электростанций в системах с открытым циклом. Расчеты показывают, что к 2030 г. во Франции при сохранении темпов роста производства электроэнергии температура воды всех рек увеличится примерно на 10 °С. Потребность США в пресной воде для производства электроэнергии атомными станциями составит в 2030 г. 40% всех поверхностных проточных вод этой страны.

Температура является одним из важнейших факторов, влияющих на выживание растений и животных. Для каждого вида существует свой интервал температур, порой довольно узкий, наиболее благоприятный для обитания. Большинство водных организмов обладает температурой тела, близкой к температуре окружающей воды. Организмы, которые неспособны перемещаться, – растения, взрослые устрицы и другие, находятся в полной зависимости от внешней температуры. Дополнительное тепло от электростанции нередко превышает температурный порог нормального существования организмов. Повышение температуры приводит к уменьшению концентрации кислорода в воде, к активизации процессов брожения в загрязненных водоемах. В воде уменьшается содержание растворенного азота и углекислого газа.

Нагревание воды снижает видовое разнообразие флоры и фауны водоемов. Увеличение температуры воды на 10 °С снижает в 2,5 раза видовое разнообразие диатомей. С повышением температуры происходит смена видов: при 25 °С диатомовые водоросли заменяются хлорофитами, последние – сине-зелеными водорослями, ко-

торые имеют низкие пищевые свойства и аккумулируют токсические вещества.

У хладнокровных животных при повышении температуры воды на 10 °С увеличивается в 2,2 раза скорость метаболизма. Тепловая гибель рыб – сравнительно редкое явление, но менее очевидные эффекты имеют более серьезные последствия. В частности, температура существенно влияет на репродуктивные функции. Лососевым, сиговым рыбам необходимы низкие температуры воды для формирования яйцеклеток и спермиев. Взрослые особи способны выжить в теплой летней воде, но не будут размножаться. Еще один эффект действия высоких температур состоит в том, что рыбы теряют способность находить пищу и в результате погибают. В поведении рыб под действием теплового шока могут происходить изменения, позволяющие хищникам легко хватать их. Рыбы, подвергшиеся тепловому шоку, более чувствительны к болезням. Кроме того, при тепловом загрязнении повышается активность паразитирующей фауны. В конечном итоге все эти эффекты ведут к уменьшению видового разнообразия животных организмов в водоемах.

В качестве биоиндикационных показателей теплового загрязнения водоемов можно рекомендовать появление и рост сине-зеленых водорослей, смену видов донных сообществ, сокращение видового разнообразия и доминирование карповых видов рыб. Повышение температуры атмосферы в результате парникового эффекта приводит к климатическим катаклизмам, разрушению криолитозоны на севере и глобальным биосферным изменениям (Карташев, 2003).

3.2. Электромагнитные загрязнения

Интенсивно увеличивающийся уровень электромагнитных полей вызывает беспокойство не только у специалистов. Рост количества телевизионных каналов, компьютеров, сотовых телефонов и других электронных средств связи привел к созданию в последние 50 лет новой электромагнитной среды, не характерной для биосферы. Известно, что эволюция биосферы на протяжении 3,5 миллиардов лет проходила в естественном низкочастотном диапазоне электромагнитных полей (ЭМП). Современное антропогенное повышение электромагнитного фона идет в высокочастотном и сверхвысокочастотном диапазонах (Карташев, Большаков, 2005).

Электромагнитные поля промышленной частоты 50–60 Гц, которые излучают подстанции, электроустановки, линии электропередач, занимают 5% поверхности суши. Сформировавшиеся волны без существенного затухания многократно огибают Землю, суммируясь друг с другом и создавая самые причудливые конфигурации по напряженности и частоте. Радиоизлучение, превышающее естественный фон в 100 и 1000 раз, неоднократно огибает Землю, благодаря наличию волновода «Земля – ионосфера». Телевизионные станции в каждом городе излучают ЭМП в высокочастотном диапазоне в зависимости от своей мощности на подвластные им регионы. Метрологические, обзорные, авиационные и военные радиолокационные станции излучают в диапазоне $3 \cdot 10^9$ – $3 \cdot 10^{11}$ Гц. Каждое государство с помощью радиолокационных станций отслеживает свои воздушные границы, взаимобразно облучая территории друг друга. Станции наведения баллистических ракет и системы ПВО круглосуточно осуществляют боевое дежурство в сверхвысоком диапазоне частот. Спутниковое телевидение, сотовая телефония, коротковолновые передатчики служебного и личного пользования создают электромагнитный смог, который пронизывает всю биосферу и повышается с каждым годом. Естественно, что экологическая оценка возможна только по уровням интенсивности ЭМП между различными районами. Наиболее высокий уровень и широкий частотный диапазон ЭМП концентрируется в больших городах, где влияет на психику людей, уровень стрессированности, онкологических заболеваний и т.д. Можно говорить об «электромагнитной наркомании», допинговой, стрессирующей дозе ЭМП, иначе трудно объяснить телефономанию, телевизороманию и компьютероманию.

Широкое распространение компьютерной техники создало угрозу комплексного облучения ЭМП подрастающего поколения и наиболее интеллектуальной части человечества. При работе дисплеев совместно с излучением оптического диапазона генерируются электростатические поля, ультразвук и ЭМП радиочастотного диапазона. При сравнительно небольшой общей энергии радиочастотная область дисплеев характеризуется широким спектральным диапазоном (10 кГц – 26 ГГц). Хроническое влияние ЭМП дисплеев приводит к развитию функциональных расстройств, среди которых головные боли, утомляемость, нарушения артериального давления,

катаракты, кожные поражения в виде зудящей сыпи и шелушения на лице (Карташев, Большаков, 2005).

При оценке экологической роли ЭМП используется гигиенический подход, основанный на определении биологической эффективности условно выделенных частот для организма человека. Влияние на организм человека ЭМП считается неблагоприятным при физиологических отклонениях, статистически достоверно отличающихся от контрольных показателей и превышающих пределы $\pm 26\%$ колебаний показателей для данного периода года. К неблагоприятным изменениям относят стойкие, сохраняющиеся в течение месяца отклонения, находящиеся в пределах физиологической нормы; скрытые нарушения равновесия организма с внешней средой типа сужения адаптационных возможностей, выявляемые при помощи функциональных проб. Следовательно, при гигиеническом нормировании ЭМП оценочными критериями их действия на организм являются функциональные компенсаторные изменения. Когда уровень воздействия поля приводит к патологическим нарушениям, сокращается время пребывания человека в таких условиях. Экологическое нормирование рассматривает хроническое влияние ЭМП на биосистемы, когда поля действуют постоянно, разрушая наиболее неустойчивые виды организмов (Колесник и др., 2009).

Все электромагнитные поля в водной среде распространяются в виде токов различной частоты. Максимальные значения силы тока наблюдаются при пересечении ЛЭП рек, озер и других водоемов. Негативное влияние электромагнитного излучения наблюдалось на нерестилищах, так как икра очень чувствительна к воздействию тока. Существенный вклад в электромагнитное загрязнение вносит электрокоррозионная защита нефтепроводов и газопроводов, нарушающая миграцию проходных и полупроходных видов рыб. Нарушение состояния рыб, естественного хода их миграции и нереста снижает воспроизводительную функцию и численность потомства. Сопоставление мест подводных пересечений магистральных газо- и нефтепроводов в пределах Томской области и сроков преодоления этих участков рыбой показало, что наибольшую опасность эти объекты представляют для миграции рыбы в небольших реках. В процессе подъема из Обской губы на нерестилища более 50% мигрирующих особей вынуждено преодолевать преграды. Проведенные исследования указывают на необходимость комплексного изучения

хронического влияния электрического тока и электромагнитных полей ЛЭП-СВН, пересекающих водные биоценозы, на поведение, миграцию и размножение промысловых и ценных пород рыбы (Карташев, Прохоров, Похаруков, 2010).

Под ЛЭП-500 наблюдались отклонения в поведении птиц и животных. Электромеханические эффекты на покровах возникают и у позвоночных животных. Такой способ восприятия низкочастотных электрических полей характерен для многих позвоночных, в том числе человека. Электромеханические эффекты отмечались у растений, угнетали их рост и развитие, нарушали естественную ориентацию стебля.

Электромагнитное влияние ЛЭП-500 на биосистемы подтверждает серия показателей. Мелкие птицы облетают токонесущие провода на расстоянии около 1 м. Крупные птицы пытаются иногда присесть на токонесущий провод, но никогда на него не садятся. Под проводами ЛЭП в скворечниках уменьшается кладка яиц, увеличивается эмбриональная и постэмбриональная смертность, изменяется динамика развития птенцов, что приводит к снижению успешности гнездования на 8–12%. Кровососущие комары меньше нападают на человека. У мышиного горошка повышается на 16% частота встречаемости недоразвитых соцветий и на 15–27% чаще нарушается микроспорогенез.

Наблюдались случаи тератогенеза девясила и гравилата под ЛЭП-500 (Гуреева, Карташев, 1982). Отмечались эллипсоидные движения у тычинок ряда цветов, растущих под проводами. ЭП ЛЭП влияло на характер движения летающих насекомых, которые, попадая в зону 30–50 см от проводов, меняли направление полета, а залетая под провода, теряли способность к полету и падали вниз. Наиболее вероятной причиной всех отмеченных феноменов является электромеханический эффект. Выявлены изменения в поведении пчелиной семьи. Рабочие особи в ульях под ЛЭП возбуждались, возрастал звуковой фон гнезда, повышалась на 1–2 °С температура воздуха в улье, что приводило к росту в 3–6 раз концентрации CO₂. Повышалась агрессивность пчел и падал медосбор. При строительстве сотов активизировалось прополисование улья и частота роения, происходило снижение веса фуражиров и увеличивалась их смертность.

Как правило, незначительное искажение сигнала, вызванное колебанием рецепторных органов (антенн) в электрическом поле, приводило к нарушению реальной картины окружающей обстановки, что сказывалось на поведении насекомых, стремящихся либо покинуть опасную зону, либо совершить посадку. Летающие насекомые должны обладать большей чувствительностью к электрическим полям по сравнению с нелетающими обитателями травяного яруса и почвенных горизонтов. Необходимо учитывать морфологию покровов представителей конкретного вида и значение для них тактильной рецепции (Орлов, 1990).

Антенны, которыми воспринимают электрические поля пчелы, тараканы, комары, в качестве специализированного механорецепторного органа участвуют в анализе среды при выборе направления движения. Антенны отличаются не только разной чувствительностью к деформациям, но и способностью различать воздействия по силе. Джонстонов орган, воспринимающий отклонение антенны у комаров в низкочастотном диапазоне, обладает чувствительностью порядка 5–10 дБ. Представители данной группы способны к восприятию градиентов электрических полей и избегают пространства с высокими напряженностями поля.

Если считать, что основной способ реагирования – изменение поведения, становится понятной повышенная чувствительность к ЭП личинок по сравнению с яйцом и куколкой (Орлов и др., 1985). Открыто живущие личинки более чувствительны по сравнению со скрытноживущими, имеющие волосяной покров – по сравнению с лишенными его.

Несмотря на большое количество изменений под ЛЭП, можно выбрать наиболее точные биоиндикаторы электрических полей. Показательным является прерванный полет бабочек под ЛЭП в солнечный день. Бабочки подлетают к проводам, под влиянием наведенного электрического поля крылья у них схлопываются, они падают на траву, разряжаются и продолжают полет. К биоиндикационным тестам можно отнести относительную немногочисленность гнездящихся под ЛЭП птиц, скопление рыб в областях пересечения водоемов ЛЭП, коррозионной защиты газо- и нефтепроводов, нарушение их естественной миграции.

При биотестировании переменного низкочастотного магнитного поля можно использовать эффект магнитофосфена, когда при

напряженности 200 Э и частоте 10–20 Гц человек с закрытыми глазами видит вспышки света, что определяет предельно допустимый уровень переменных магнитных полей для людей.

3.3. Биоиндикация радиочастотных электромагнитных загрязнений

Радиочастотные излучения представляют реальную экологическую опасность. Электромагнитные излучения (ЭМИ) действуют постоянно и практически на все население, включая детей и юношей, женщин разного возраста, беременных и больных людей. Уровень электромагнитного загрязнения непрерывно растет. Существенную неопределенность в оценку опасности вносят модулированные электромагнитные поля электронных средств связи и теле-радиовещания.

Инструментальный контроль или мониторинг электромагнитной обстановки относительно просто может быть реализован в условиях производственных помещений или на территории населенных пунктов. Ситуация оказывается не столь простой, если необходимо контролировать территории природных комплексов, находящихся под воздействием ЭМИ. В подобном случае, вероятно, предпочтительнее использовать биоиндикационные методы, т.е. отслеживать на контролируемой территории признаки неблагоприятного влияния облучения по индикаторным видам животных и растений. К настоящему времени отсутствуют четкие и общепризнанные индикаторы экологического влияния ЭМИ на природные комплексы.

Используются как биоиндикаторы развивающиеся организмы: дрозофилы, эмбрионы птиц, рыб, земноводных и т.д. (Карташев, Большаков. 2005).

При проектировании и строительстве различного рода радиотехнических комплексов, систем энергетики, коммуникации, автоматики и контроля возможное неблагоприятное влияние излучений на экосистемы оценивается исходя из гигиенических норм и правил. Гигиенические нормативы разработаны применительно к человеку в условиях производственной деятельности и проживания в населенных пунктах. Аналогичные нормы и правила используются при проведении экологических экспертиз различных проектов.

С точки зрения экологической безопасности нельзя исключить неблагоприятное действие ЭМИ на элементы природных комплексов, трофические цепи и биоценозы. Имеющиеся экспериментальные данные убедительно свидетельствуют, что радиочастотные ЭМИ, особенно импульсно-модулированные, оказывали негативное влияние на развитие насекомых. У дрозофил увеличивалась частота тератогенных эффектов различного рода: нарушение полового аппарата, развитие конечностей, гибель организмов во время развития, половой дисбаланс у имаго и частичная стерильность особей, облученных во время развития. Возможно, ЭМИ способны оказывать тератогенное влияние на птиц, животных и растения.

Глобальной и серьезной является проблема действия на людей электромагнитных излучений мобильной связи и сотовых телефонов. При пользовании сотовым телефоном облучению подвергается сам пользователь и окружающие его люди, причем последние подвергаются воздействию несанкционированно, т.е. без своего согласия. Наиболее часто облучение происходит в общественном транспорте и в общественных местах. Если сотовый телефон используется в помещении, то в соседней комнате на расстоянии 3 м от антенны поток энергии может достигать 400 мкВт/см^2 . Это выше уровня, безопасного для здоровья, который равен 10 мкВт/см^2 . Японские ученые установили, что использование большого числа мобильных телефонов в замкнутом пространстве приводит к превышению уровня излучения, установленного международными нормами безопасности. В ряде стран, в частности Швеции и Норвегии, на основе анкетирования проведен анализ мнений пользователей сотовых телефонов о состоянии здоровья. Выявлены жалобы неврологического характера: головокружение, головная боль, ухудшение памяти, снижение концентрации внимания, снижение тургора кожи лица, чувство жжения, ощущения тепла позади уха и самого уха. Для проверки возможности неблагоприятного влияния излучения сотовых телефонов в ряде стран, в том числе и в России, проведены исследования на добровольцах. Регистрировались различные физиологические, биохимические, клинические и психологические показатели пользователей сотовых телефонов во время и после разговора различной продолжительности. Установлены нарушения функционирования

организма, изменение биоэлектрической активности мозга, снижение познавательной деятельности, гормональные сдвиги.

Электромагнитное поле сотового телефона проникает в голову человека, и эта ситуация является принципиально новой и малоизученной. Эксперименты, проводившиеся на животных, показали, что последствия могут быть опасными, особенно для развивающегося организма ребенка, включая стадию внутриутробного развития. Возможные последствия могут проявиться через несколько лет продолжительного облучения и на новом поколении. В последние два десятилетия разработаны и начали использоваться для некоторых научных и научно-технических целей релятивистские СВЧ-генераторы мощных электромагнитных импульсов субмикросекундной и наносекундной длительности (1 наносекунда = 10^{-9} с). Они генерируют в периодическом режиме (1–100 Гц и более) излучение в диапазоне 1–10 ГГц (длина волны 30^{-3} см). Влияние такого излучения на различные живые системы может быть весьма значительным и неблагоприятным. ЭМИ характеризуется большой величиной энергии в импульсе – до $1,4 \cdot 10^4$ В/см, и сопутствующим импульсным рентгеновским излучением в единицы миллирад (Карташев, Большаков, 2005).

В качестве биоиндикаторных органов человека и животных рассматриваются шоковые органы, наиболее чувствительные к электромагнитным излучениям: центральная нервная система, сердечно-сосудистая система, сперматогенез, хрусталик и сетчатка глаза.

Установлено, что эпидемиологическая и онкологическая обстановка в районе релейных станций, станций ПВО и наведения стратегической авиации и межконтинентальных ракет является неблагоприятной. В таких районах наблюдались нарушения в миграции птиц и животных, массовое выбрасывание на сушу китов и т. д.

У людей, живущих вблизи высоковольтных ЛЭП, чаще встречаются лейкозы, опухоли мозга и другие заболевания. При воздействии сверхвысоких излучений (СВЧ) возможно развитие катаракты, отслоение сетчатки глаза, нарушение функций щитовидной железы. Глубина проникновения СВЧ-излучения в ткани, содержащие большое количество воды, значительно меньше, чем в ткани, содержащие липиды. Под влиянием нетепловых доз СВЧ у людей отмечались невроты, головные боли, нарушения сна и артериального давления.

У жителей районов с высоким уровнем ЭМИ и у людей, злоупотребляющих средствами электронной связи, повышается частота сердечно-сосудистых заболеваний (стенокардия, инсульты), тромбообразования, онкологических заболеваний головного мозга, катаракты глаз, импотенции и бесплодия.

3.4. Радиоактивное загрязнение

Антропогенное изменение радиоэкологической ситуации произошло в течение относительно короткого периода времени – около 70 лет. Введение в биосферу большого количества естественных и искусственных делящихся элементов в глобальном и региональном масштабах привело к концентрации их в пищевых цепях, непосредственно используемых человеком (Карташев, 2003).

В настоящее время в природную среду поступило большое количество радионуклидов (больше 60), извлекаемых из недр Земли вместе с углем, нефтью, газом, минеральными удобрениями, строительными материалами. В результате хозяйственной деятельности человека создано несколько сотен искусственных радионуклидов. Подсчитано, что при получении урана образуется значительное количество радиоактивных отходов. Отходы будут оставаться радиоактивными в течение миллионов лет и являются главным источником облучения людей.

Радионуклиды, попавшие в живой организм, называются инкорпорированными. Находясь в течение некоторого времени в органах и тканях, радионуклиды создают внутреннее облучение живого организма. Поглощенная доза при внутреннем облучении может быть сопоставима с биологическими последствиями, и в этом смысле она выступает в качестве меры радиационной опасности тех радиоактивных веществ, которые, находясь во внешней среде, могут попасть внутрь организма. Вполне понятно, что на величину дозы влияют вид и энергия ионизирующего излучения, испускаемого радионуклидами.

Для представителей животного мира существуют три главных пути попадания радионуклидов из внешней среды: пероральный путь через органы пищеварения, ингаляционный путь через органы дыхания и резорбция через кожу. Загрязнение растений радионуклидами происходит в основном через корневую систему. Наиболее

интенсивно в биологический круговорот включаются такие радионуклиды, как тритий, С-14, Р-32, S-35, К-40, Са-45, Fe-55, Sr-90, Cs-137, радиоизотопы йода. Активно внедряются в живые организмы радионуклиды семейств урана и тория. Накапливаясь в растениях, они по пищевым цепям поступают в ткани и органы животных и человека, вызывая внутреннее облучение. Особенно опасны инкорпорированные радионуклиды для растущих и молодых организмов.

Например, Sr-90, который близок по химическим свойствам с кальцием, переходит из растений в организм коровы, с молоком или молочными продуктами поступает в организм человека и накапливается в костной ткани и костном мозге, вызывая опухоли костей и лейкозы. Перенос стронция из почвы в костную систему человека осуществляется с коэффициентом, равным 7,6%. Скелетными радионуклидами являются также уран, радий, свинец. Вместе с растительной пищей в организм человека поступает близкий по химическим свойствам к калию Cs-137, который с коэффициентом, равным примерно 3%, накапливается в печени и в половых железах, что приводит к возникновению наследственных изменений в потомстве. В щитовидной железе, особенно при дефиците в ней йода, интенсивно накапливаются радиоизотопы йода, вызывая ее разрушение или рак; щитовидным радионуклидом является также технеций. Тритий, радиоуглерод, калий и многие другие радионуклиды равномерно распределяются в организме. Большое количество радионуклидов поступает в организм человека и животных вместе с пищей не только из наземных, но и водных экосистем, которые загрязняются как глобальными выпадениями радиоактивных изотопов, так и сбросовыми водами предприятий ядерного топливного цикла (ЯТЦ). Некоторые радионуклиды – Sr-90 и Cs-137, сравнительно легко выщелачиваются из почв, загрязняя при этом подземные воды, которые могут использоваться для питьевого водоснабжения. В водных системах преимущественную роль играет процесс биоаккумуляции, который может быть интенсивным. Исследование рыбы реки Колумбия показало, что концентрация радиоактивного фосфора-32 ($T_{1/2} = 14,3$ суток) в тканях рыб в 5000 раз выше, чем в самой реке. Установлено также, что морской фитопланктон аккумулирует радиоактивные вещества с коэффициентом накопления, равным 10^4 .

Для оценки вредного влияния радионуклидов после попадания в организм человека используется биологический период полувыве-

дения, в течение которого половина массы изотопа выделяется из организма (табл. 41).

Таблица 41

Значения физического периода полураспада $T_{\text{физ}}$ и биологического периода полувыведения $T_{\text{биол}}$ для некоторых радионуклидов (Фелленберг, 1997)

Радио- нуклиды	$T_{\text{физ}}$	$T_{\text{биол}}$	$T_{\text{эфф}}$	Вид излучения
H-3	12,26 лет	19 дней	19 дней	β^-
C-14	5730 лет	35 дней	35 дней	β^-
P-32	14,3 дня	10 лет	14,1 дня	β^-
K-40	$1,28 \cdot 10^9$ лет	17 дней	37 дней	β^-, β^+
Ca45	165 дней	50 лет	163,5 лет	β^-
Sr-90	28,1 года	11 лет	7,9 лет	β^-, γ
I-131	8,07 дня	138 дней	7,6 дня	β^-, γ
Cs-137	30,32 года	70 дней	69,6 дня	β^-, γ
Ba-137	12,8 дня	200 дней	12 дней	β^-, γ
Rn-222	3,8 дня	–	–	α
Ra-226	1600 лет	55 лет	53,2 года	α, γ
U-233	$1,62 \cdot 10^5$ лет	300 дней	300 дней	α, γ
Pu-239	$2,44 \cdot 10^4$ лет	120 лет	120 лет	α, γ

В табл. 41 $T_{\text{эфф}} = \frac{T_{\text{биол}} \cdot T_{\text{физ}}}{T_{\text{биол}} + T_{\text{физ}}}$ характеризует период, в течение

которого ткани организма человека подвергаются облучению радионуклидами.

Определение $T_{\text{эфф}}$ для различных организмов и экосистем представляется одной из приоритетных задач современной радиэкологии.

Необходимо отметить, что при попадании радионуклидов в экосистемы происходит значительное снижение их удельной радиоактивности. После радиационной аварии на уральском комбинате «Маяк» в 1957 г. произошло загрязнение озер, расположенных в Восточно-Уральском заповеднике. Осенью 1957 г. уровень радиоактивности в одном из озер превышал фоновые значения в 2600 раз, в другом – в 1400 раз. Летом 1958 г. превышение составляло 370

и 1000 раз соответственно. Снижение радиоактивности воды происходило вследствие распада короткоживущих изотопов, химической трансформации и сорбции в донные отложения и илы более 90% радионуклидов. В течение последующих 3–5 лет наблюдалось уменьшение удельной радиоактивности в связи с дезактивацией короткоживущих радионуклидов, интенсивный смыв с водосборных территорий в водоемы, закрепление изотопов в донных отложениях, почвах и инкорпорация в биосистемах. В течение последующих 40 лет и более радиоактивность водоемов определяется в основном долгоживущими элементами – ^{90}Sr и ^{137}Cs . Устанавливается динамическое распределение радионуклидов в компонентах водного биоценоза. Наблюдается медленное снижение активности и более глубокое проникновение делящихся элементов в донные отложения (Ярошинский, 1996).

Максимальное накопление радионуклидов осуществляется многолетними водорослями и донными отложениями. Накопление загрязнений прибрежной растительностью, обусловлено стоками с водосборных бассейнов. В связи с тем что основным накопителем делящихся элементов являются донные отложения, рассмотрим распределение радионуклидов в озерах в течение первых 2 лет. После достижения максимальной концентрации радионуклидов в донных отложениях 10–15 см происходит вертикальное перераспределение элементов в течение последующих 40 лет до глубины 70 см со средним снижением активности и накоплением в трофических цепях водных экосистем (табл. 42).

Таким образом, значительное увеличение концентрации радионуклидов в пищевых цепях способствует очищению воды стоячих водоемов и распределению изотопов в экосистеме. Биопродуктивность таких водоемов, в том числе и открытых отстойников жидких ядерных отходов, несколько снижается в период непосредственного загрязнения, восстанавливается через некоторое время и во многих случаях превышает первоначальную. Для всех гидробионтов в зоне радиоактивного загрязнения отмечалась повышенная эмбриональная смертность, аномалии развития, цитогенетические нарушения, снижение средней продолжительности жизни и т.д. В то же время численность популяций существующих видов была высокой. На таких озерах, как правило, успешно селятся и размножаются перелетные водоплавающие птицы, остающиеся зимовать, если озера-отстой-

ники не замерзают в связи с регулярным сбросом в них теплых разбавленных радиоактивных отходов.

Таблица 42

Коэффициенты концентрирования (КК) – отношение концентрации радионуклидов в трофическом уровне относительно концентрации в предыдущем, на озерах Восточно-Уральского заповедника (Смагин, Стукалов, 2000)

Трофические уровни	КК	
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cr
1-й уровень – по отношению к воде		
Растения	150	370
По отношению к водным растениям		
Растительноядные рыбы	1,5–5	0,2–0,5
Рыбы со смешанным питанием	1,5–5	0,2–0,5
Растительноядные птицы	1,5–7,5	
Относительно растительноядной рыбы		
Хищная рыба	0,65	4
Птицы, питающиеся рыбой	0,03–0,4	0,8
Интегральные КК по отношению к концентрации в воде		
Растительноядные рыбы	450	130
Рыбы смешанного питания	450	130
Рыба хищная 1-го уровня	350	540
Рыба хищная 2-го уровня	70	1200
Растительноядные птицы	3700	–
Рыбоядные птицы	150	100

Относительно высокая численность популяций животных в этих своеобразных радиоактивных резервациях объясняется, во-первых, адаптивными способностями быстро размножающихся видов с относительно высокой скоростью смены поколений. Во-вторых, отсутствием антропогенного влияния, так как водоемы с радиоактивной загрязненностью и прилегающие к ним территории являются запретными зонами или районами с ограниченным доступом для людей. Естественно, что на эти территории осуществляется активная миграция животных и идет популяционно-видовой отбор на радиорезистентность.

Большую опасность в качестве разносчиков радионуклидов представляет собой мигрирующее птичье население, которое гнездится на загрязненных водоемах, питается в течение летнего сезона биопродуктами с повышенной концентрацией изотопов, а в осенний период разносит изотопы далеко за пределы этих водоемов. С целью снижения численности потенциальных носителей радионуклидов с озер-отстойников предприятий ядерной промышленности специальными службами осуществляются регулярные отстрелы водоплавающей дичи. Вынос радиоактивных загрязнений из стоячих водоемов происходит во время весенних паводков, когда радиоактивному загрязнению подвергаются прибрежная зона и речные долины. Озера и пруды, загрязненные радионуклидами, являются долговременными локальными источниками поступления их в экосистемы.

Распределение радионуклидов в биогеоценозах несколько отличается по характеру миграции от водных экосистем. В качестве депо-делящихся элементов служит почва, высокая концентрация характерна для растительности. В бедных биогенными элементами почвах (тундра, полустепные ландшафты) в трофических цепях экосистем накопление радиоизотопов происходит интенсивнее, чем в насыщенных. В зависимости от типа почв и количества атмосферных осадков меняется накопление радионуклидов при локальных и глобальных выпадениях.

Максимальное количество загрязнений выпадает в зоне с большим количеством среднегодовых осадков и концентрируется в корнеобитаемых слоях: 0–15 см. Обедненность поверхностных слоев почвы северной тайги минеральными солями и высокая миграция стронция-90 и цезия-137 в болотно-подзолистых почвах способствуют накоплению этих элементов в растительности и в организме животных. Интенсивное накопление стронция-90 характерно для мхов, багульника, черники, кислицы, сосны, осины, в то время как максимальная аккумуляция цезия характерна для мхов и лишайников. Известно, что хвойные породы деревьев содержат повышенное количество радиоактивных элементов, поступающих при атмосферных осадках, поэтому хвойные используются в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения.

Накопление радионуклидов животными зависит от места их обитания и от характера питания. Стронций-90 аккумулируется жи-

вотными, активно потребляющими кальций, цезий-137 преимущественно накапливается позвоночными животными. Необходимо отметить, что ускоренной миграции радионуклидов в почвенном слое экосистем способствуют роющие животные, дождевые черви и вспашка сельскохозяйственных угодий. В среднем накопление стронция-90 в трофических цепях почвенных сапрофагов и растительноядных насекомых происходит практически одинаково в различных климатических зонах, в то время как цезий-137 более интенсивно аккумулируется в смешанных лесах на дерново-подзолистой почве. По оценкам специалистов, животные в среднем накапливают в гумидных зонах 0,006–0,016%, в аридных 0,00003–0,0006% радиостронция, 75–87% которого от всей зоомассы приходится на беспозвоночных животных: кивсяков, мокриц, дождевых червей, сухопутных моллюсков. Позвоночные животные накапливают ^{90}Sr , около 16% в смешанных лесах, 11% в широколиственных. Цезий-137 составляет от 0,003 до 0,005% в гумидных и 0,00002–0,0004% в аридных зонах от общей зоомассы. Дождевые черви и насекомые накапливают от 56 до 92% радиоцезия.

Плутоний-239 выпадает с атмосферными осадками в северных широтах в 3–6 раз больше, чем в южных, плотность загрязнения при этом варьирует от 0,002–1,2 до 0,07–0,08 Бк/кг. Распределение плутония в биогеоценозах позволяет рассматривать трансурановые элементы как малоподвижные, сконцентрированные в почвенном слое, доля которого в биологических компонентах экосистем составляет 0,1% от общего количества. Загрязнение плутонием-239 экспериментальных площадок с плотностью 660 кБк/м² приводило к снижению общей численности мезофауны в 2,3 раза, микроартропод в 7 раз, ногохвосток в 7,5 раза, мелких клещей в 18 раз и к значительному сокращению видового разнообразия.

В зависимости от степени радиорезистентности животных наблюдается уменьшение или выпадение из биогеоценоза представителей с низким уровнем устойчивости при повышении радиоактивной загрязненности (табл. 43).

Наиболее устойчивой к действию радиации в биогеоценозе является почвенная микрофлора, стерилизация которой наблюдалась при дозах больше 1000 кР, грибы поражались при уровне выше 8 кР. В то же время нарушения половой системы и развития молодых

организмов происходили при более низких дозовых нагрузках: 10–20% от ЛД₅₀, что и приводило к снижению численности популяций.

Таблица 43

Радиочувствительность животных сухопутных биогеоценозов

Животные	ЛД _{50/30} , Гр	Источник информации
Бактерии	52–2500	Тимофеев-Ресовский, 1964; Witkamp, 1961
Амебы	1000–6000	Криволицкий, 1983
Энхитреиды	500	Niassaut, 1968
Дождевые черви	600–1600	Криволицкий, 1983; Edwards, 1969; Reichle et al., 1972
Нематоды	100–1000	Криволицкий, 1983
Клещи	80–300	Криволицкий, 1983
Скорпионы	500–1000	Рамад, 1981
Многоножки	100–1100	Криволицкий, Филиппова, 1979; Филиппова, 1978; Auerbach, 1958; Edwards, 1969
Мокрицы	20–1000	Граевская, 1977; Криволицкий, 1983; Poinsot, 1975; Edwards, 1969
Насекомые (Imago)	200–5000	Калмыков, 1970; Передельский, 1957;
Моллюски	120–200	O'Brien, Wolfe, 1964
Амфибии	7–14	Граевская, 1977; Кузин, 1980
Рептилии	10–200	Ильенко, Рябцев, 1980; Ильенко, 1974
Млекопитающие	2–13	Кузин, 1980 Граевская, 1972, 1977; Ильенко, 1974; Ярмоненко, 1984

Необходимо отметить, что травянистые растения в среднем в 10 раз более устойчивы к радиации, чем деревья. Например, ЛД₅₀ составляет 380–1200 Р для сосны, для лиственных пород порядка 2000–10000 Р. К наиболее радиорезистентным относятся мхи, водоросли, лишайники и грибы. Таким образом, повышение уровня радиоактивных загрязнений приводит к деградации биоценозов, элиминации эволюционно более молодых видов растений и животных. Распределение поступивших в организм элементов зависит от типа радиоизотопов и скорости их поступления.

Дозовые нагрузки инкорпорированных радионуклидов определяются интенсивностью всасывания их желудочно-кишечным трактом, периодом полувыведения, массой критических органов и средней эффективной энергией излучения. В этом отношении наиболее опасными при попадании в организм являются излучающие радионуклиды ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{239}Pu , ^{227}Ac , Th, Ra; в меньшей степени ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{144}Ce ; затем ^{22}Na , ^{89}Sr , ^{137}Cs , ^{65}Zn и др. В качестве предельной дозовой нагрузки для сельскохозяйственных животных принимают поступление с кормом дозы $7,4 \cdot 10^2$ Бк/кг при содержании радиоизотопов типа ^{90}Sr в среде $1,9 \cdot 10^6 - 3,7 \cdot 10^6$ Бк/м².

В природных биоценозах наибольшему воздействию облучения из млекопитающих подвергаются мышевидные грызуны. При плотности дозы загрязнения $70-125$ МБк/м² и мощности дозы инкорпорированного излучения $10^{-3}-10^{-2}$ Гр/сутки наблюдалась повышенная смертность у полевок, увеличивалась эмбриональная гибель, сокращалась продолжительность жизни, возрастала изменчивость морфофизиологических признаков. Анализ динамики численности грызунов в зоне Чернобыльской аварии, подвергшихся длительному хроническому облучению, выявил изменения темпа мутационного процесса, показателей структуры популяций, что привело к радиоадаптации и элиминации радиочувствительных популяций и видов. В связи с тем что средняя продолжительность мышевидных грызунов составляет около 1 года, морфофизиологические нарушения не оказывали существенного влияния на численность популяций.

Таким образом, можно выделить основные качественные изменения живых организмов при радиоактивном загрязнении экосистем: снижение численности радиочувствительных видов, видового разнообразия наземных и водных сообществ; формирование относительно упрощенных и устойчивых к радиозагрязнению биоценозов; постепенное в зависимости от снижения радиоактивности развитие восстановительных сукцессионных процессов.

Снижение численности и нарушение структуры радиочувствительных популяций происходит в результате изменений в системе воспроизводства: эмбриональная смертность, терратогенез, нарушения в системе оогенеза, сперматогенеза и стерильность, которая компенсируется смещением периодов половой зрелости к ювенальным стадиям. Повышение генетической и морфофизиологической изменчивости особей является адаптивной реакцией. Наблюдались многочисленные морфологические отклонения соматического и

генетического типа: онкологические заболевания, врожденные недоразвития конечностей, ершение чешуи, пучеглазие, недоразвитие и аномалии соцветий, листьев и стеблей. Достаточно распространены являются аномальная пигментация, альбинизм, карликовость и гигантизм у растений. У млекопитающих наблюдались нарушения в системе крови, репродуктивной, дыхательной, эндокринной системах, в надпочечных, щитовидной и половых железах, в печени и почках.

В связи с тем что радиоизотопы накапливаются в верхнем слое почвы, плоды фруктовых деревьев, корни которых находятся глубже, мало подвержены загрязнению. В черноземах накопление в растениях радиоизотопов происходит меньше, чем в торфоболотистых, песчаных и подзолистых почвах. Интенсивно накапливают радиоактивные элементы лишайники, мхи, грибы, бобовые, злаки, укроп, петрушка, шпинат, виноград и т.д.

С целью предотвращения накопления в клетках радиоактивных элементов необходимо повышать в организме содержание стабильных элементов, которые являются химическими аналогами радиоизотопов. Так, для йода-131 аналогом является йод, цезия-137 – калий, натрия, литий, стронция-90 – кальций, магний, свинца-210 – кремний, полония-210 – сера. Известно, что йод содержится во всех ягодах темного цвета – это черноплодная рябина, смородина, черника, ежевика; в свекле, помидорах, луке-порее, грибах, редиске, репе, зеленом горошке, морской капусте. Калий содержится в моркови, сельдерее, петрушке, шпинате, кураге, черносливе, изюме, картофеле, капусте, огурцах, ржаном хлебе, бобовых и т.д. Кальцием богата капуста, фасоль, миндаль, сыр, мед. Для хорошего усвоения кальция необходим витамин D, содержащийся в печени, яйцах, салате-латуке. Снижению отрицательных последствий ионизирующего излучения способствуют антиоксиданты: витамины E, A и C. Витамин E содержится в зерне, растительном масле, яйцах, салате, печени; витамин A – в моркови, капусте, печени, почках, яичном желтке, сливочном масле; витамин C – в плодах шиповника, клюквы, красном перце, смородине, капусте, цитрусовых, облепиховом соке и т.д.

Для эффективного выведения попавших в организм радионуклидов необходима правильная организация пищевого режима и использование энтеросорбентов. В рационе желательна свекла, сок редьки, компоты, арбузы, чай с лимонником, мелиссой, брусникой.

В качестве энтеросорбентов, накапливающих и выводящих соли тяжелых металлов и радиоизотопов, как правило, используются пищевые волокна, богатые клетчаткой, способные сорбировать радионуклиды, тяжелые металлы, активизировать перистальтику кишечника и бактерии, синтезирующие пищевые ферменты и витамины группы В. Современные энтеросорбенты представлены целлюлозой, лигнином, пектином, камедями и гелями, получаемыми из овощей, отрубей, бобовых и фруктов. Пищевые волокна содержатся в кукурузе, яблоках, чечевице, овсе, брокколи, цветной капусте, ячмене, фасоли, тыкве, выращенных в экологически чистых районах, в противном случае наблюдается концентрация радионуклидов в пищевых волокнах. Среднесуточная потребность для человека составляет 30–40 г.

Пектины или полисахариды растительного происхождения связывают радиоизотопы стронция, цезия, свинца, ртути и способствуют их выведению из организма. Они содержатся в клюкве, цитрусовых, красноплодной рябине, смородине, вишне, сливе, яблоках, бананах, капусте и т.д. Альгинат натрия – органическое соединение, получаемое из морских водорослей, ирландского мха, комбу и хидзики, блокирует всасывание стронция-90 и способствует выведению ранее поглощенного. К энтеросорбентам также относятся чай, богатый витаминами группы В и каротином, кофе и какао.

Биомониторинг, как и радиационный контроль, необходимо проводить по периметру ядерного объекта в трех основных зонах с периодичностью не реже одного раза в месяц. Биологические тест-объекты выбираются в зависимости от биоценозов, формирующихся в районе наблюдения. Прежде всего это растения: хвойные как наиболее чувствительная к радиационному поражению группа растений, многолетние и однолетние травянистые растения. Млекопитающие – мышевидные грызуны и насекомоядные. Птицы – гнездовая экология мигрирующих и оседлых птиц, наблюдения за отклонениями в развитии птенцов. Амфибии и рептилии – в качестве индикаторов уровня прибрежной загрязненности водоемов. Беспозвоночные почвенной мезофауны – обитатели подстилки поверхности почвы, наиболее интенсивно аккумулирующей радиоизотопы: дождевые черви, муравьи и остальные герпетобионты. Паукообразные – свободные охотники и тенетники, паутина которых способна накапливать радиоактивные аэрозоли, а пауки, являясь хищниками, – аккумулировать инкорпорированные радионуклиды.

В качестве биоиндикаторов хорошо зарекомендовали себя ловчие сети пауков-крестовиков, изменение структуры которых связано с нарушением поведения пауков пропорционально дозе облучения.

В связи с тем что основным накопителем радионуклидов является гидросфера, биомониторинг водоемов представляется одним из важнейших компонентов экологического контроля. Радионуклиды, накапливаясь в донных отложениях, распространяются по пищевым цепям. Они создают долговременную опасность радиоактивного загрязнения водных систем. Естественно, что первоочередной задачей гидромониторинга является оценка вида и количества радионуклидов в компонентах экосистемы, таких как донные беспозвоночные, водоросли, прибрежная растительность, рыба и т.д. По степени деградации донных сообществ можно судить о величине суммарной радиоактивной дозы аккумулированных радиоизотопов. Комплексный анализ данных мониторинга территорий позволяет оценивать текущую радиоэкологическую ситуацию и прогнозировать отдаленные последствия.

Основным биоиндикационным показателем радиозагрязнений является частота онкологических заболеваний, тератогенез и генетические мутации. Систематический анализ состояния здоровья населения является хорошим биометрическим показателем радиоактивного загрязнения местности и должен охватывать более 50 % проживающих по всем основным типам заболеваний: онкологических, сердечно-сосудистых, эндокринных, психологических, врожденных аномалий развития, цитогенетических, иммунных и т.д. Сопоставление полученных данных с результатами инструментального и биоиндикационного контроля позволит перейти к комплексной оценке радиоэкологической обстановки района.

4. Биопрогнозирование экологических катастроф

4.1. Биопрогнозирование землетрясений

Под экологическими катастрофами подразумеваются относительно быстрые разрушительные изменения среды обитания, приводящие к гибели живых организмов, деградации экосистем и изменению ландшафтной структуры. Рассматривают природные и антропогенные экологические катастрофы. К природным экологическим катаклизмам относятся климатические кризисы, засухи, наводнения, пожары, оползни, ураганы, землетрясения, вулканическая деятельность. К антропогенным – разрушения природной среды, вызванные деятельностью человека: кислотные дожди, химические загрязнения, разливы нефти, аварии на атомных станциях и т.д. Как природные, так и антропогенные катаклизмы дифференцируются на прогнозируемые, имеющие подготовительную низкоэнергетическую стадию, которая воспринимается биосистемами в качестве сигнальной информации, и не прогнозируемые. К последнему типу катастроф отнесены пожары, нефтяные аварии, сбросы токсических отходов, чрезвычайные ситуации на атомных станциях (Карташев, 1999).

Природные катаклизмы, как правило, характеризуются подготовительной стадией и способны восприниматься биосистемами. В качестве биоиндикаторов используются виды-указатели, чувствительные к каждому типу природных катаклизмов. Исследования в данном направлении немногочисленны и сконцентрированы в области предсказаний землетрясений.

Вероятно, система выживания биообъектов будет аналогична той, которая произошла бы в случае реализации событий. Спящие организмы проснулись бы, находившиеся в убежищах, угрожающих их жизни, – норах, пещерах, дуплах, покинули их. Растения постарались бы отцвести, животные – либо вывести свое потомство, либо отказаться от размножения в данном регионе и т.д.

Возможны следующие предстартовые биологические изменения:

- 1) поведение животных хаотичное, беспокойное;
- 2) нарушается колебательный характер биоритмических процессов: суточных, сезонных, они становятся импульсными,

прерывистыми по мере приближения к критическим событиям; животные, залегшие в спячку, проснулись бы или не ложились в спячку;

3) нарушаются компоненты миграционного поведения животных;

4) среди животных появляются и начинают широко распространяться стрессовые реакции;

5) изменяются алгоритмы гнездовой экологии биообъектов как в направлении ускорения, так и замедления;

6) весь комплекс предстартовых изменений приводит к увеличению уровня дисперсии показателей экосистемы;

7) изменяется видовое разнообразие экосистем как в сторону увеличения при внедрении мигрантов, так и в сторону снижения коренных видов.

В районах с повышенной экологической опасностью необходима организация биоиндикационного мониторинга.

Рассмотрим биопрогнозирование распространенной экологической катастрофы – землетрясения. Землетрясения происходили на протяжении всей эволюции биосферы. В той или иной степени они влияли на все живое и, возможно, биосистемы выработали алгоритмы адаптации к ним и прогнозирования.

Под прогнозом понимается предсказание места и времени землетрясений, их возможной силы и характера проявления на поверхности Земли.

Поиски предвестников землетрясений – современный этап развития сейсмологии. Большое значение придается геолого-геофизическим исследованиям, требующим проведения точных и непрерывных измерений вариаций физических полей и свойств земной коры, ее деформации, магнитоэлектрических процессов и пр. Подробная сводка данных о физических явлениях, предшествующих землетрясению, представлена в монографии Т. Рикитакэ (1979). В работе исследователь упоминает о «необычном поведении рыб и животных» перед землетрясениями. Автор относится к данным о «биосейсмопредвестниках» внимательно, приводя многочисленные наблюдения «необычного» поведения животных в сопоставлении с физическими характеристиками сейсмических факторов. В связи с возрастающим интересом к проблеме биосейсмопредвестников рассмотрим литературные данные по этому вопросу.

Отдельные указания на необычное поведение некоторых классов, видов и особей животных, особенно птиц и млекопитающих, можно найти в старой европейской литературе. Наибольшее количество – тысячи случаев – наблюдений за аномальным поведением животных, преимущественно сухопутных, перед землетрясением собрано к настоящему времени в КНР. Наблюдения относятся к 68 видам животных, главным образом, домашних. Аномальное поведение животных на территории Китая отмечено перед несколькими десятками землетрясений с магнитудой от 4,7 до 8,5. Слежение за аномальным поведением животных – интегральная часть сейсмопрогностической программы КНР (Shen Ling Huang, 1978).

Из японских источников известны многочисленные случаи аномального поведения водных организмов перед сильными землетрясениями: зубаток, трески, сардин, тунцов, пеламид, акул, гольцов, угрей и других обитателей моря – крабов, омаров, осьминогов, трепангов, каракатиц, планктона. В Японии имеются данные о предвестниковых аномалиях в поведении многих видов сухопутных животных (Pukulnake, 1979).

Поворотным событием в отношении исследователей к использованию биосеймопредвестников в целях прогноза стала первая конференция по аномальному поведению животных перед землетрясением, состоявшаяся в сентябре 1976 г. в США. Конференции предшествовало и стимулировало ее успешное предсказание по аномальному поведению животных Хайченского землетрясения 4 февраля 1975 г. с магнитудой 7,3 и нескольких более ранних землетрясений умеренной силы в КНР. Правда, незадолго до этой конференции, 28 июля 1976 г. в КНР произошло катастрофическое Тангшанское землетрясение с магнитудой 7,8, которое не предвлялось, в отличие от Хайченского, ярко выраженными геофизическими предвестниками. Биологические предвестники в количестве 2093 случаев выявлены только при ретроспективном опросе после события, унесшего около 600 тыс. человеческих жизней.

Свежие и достоверные наблюдения в США, Италии, Гватемале оказались подобны тем, что были известны по историческим источникам в Европе и Азии. Ни одно из множества сообщений не удовлетворяло принятым в научных исследованиях биологов и геофизиков стандартам. Многие сильные землетрясения не сопровождались сообщениями об аномалиях в поведении животных, большинство

участников конференции признало явление реальным и заслуживающим специальных комплексных исследований.

После первой конференции состоялась вторая конференция на ту же тему, отмечался всплеск публикаций, главным образом в американской печати, с изложением ее результатов, проведенных после ряда землетрясений опросов, с анализом возможных причин аномального поведения животных перед землетрясениями (Clellon, 1980).

В нашей стране известно более сотни научных публикаций, посвященных разным аспектам проблемы биосейсмопрогноза, не считая публикаций с описанием отдельных случаев необычного поведения животных перед землетрясениями. Таких землетрясений на территории нашей страны известно около 50, причем число их резко возросло в семидесятые-восемидесятые годы XX в. По-видимому, произошло повышение внимания к аномальному поведению животных перед землетрясениями в СНГ (Кунин, 1979).

В отличие от сейсмических и других инструментальных данных о предвестниках землетрясений, сведения о биопредвестниках разнообразны. К источникам биопредвестниковой информации можно отнести мифы и легенды, местные поверья, пословицы и поговорки, сведения из древних текстов, летописей, античной, средневековой и более поздней литературы. Источниками информации также служат данные исследований ученых, включая специальные опросы населения после землетрясений, материалы наблюдений на экспериментальных биостанциях, биополигонах и сведения местных жителей и случайных очевидцев. Соотношения видов информации, из которых складывалось общее представление о количестве и качестве наблюдавшихся случаев биопредвестников, различаются для разных стран и территорий. В Японии издан ряд книг, опубликованы статьи, где подробно описаны многочисленные случаи наблюдений неспециалистами и учеными аномального поведения животных не менее чем перед 25 сильными землетрясениями, происшедшими в XIX и XX веках.

После проведения в США первой конференции по аномальному поведению животных перед землетрясениями в Японии наметилось усиление внимания к биопредвестникам, и в программу работ японских ученых по предсказанию землетрясений, наряду с изучением многих геофизических, геохимических и других предвестников,

включено исследование поведения сухопутных животных, рыб и растений (Vsemi, 1977). Иное положение сложилось в Китае. После сильного землетрясения с $M = 6,8$ в округе Хеингтан провинции Хопей в Северном Китае в 1966 г., перед которым все собаки покинули свои конуры и тем самым спаслись, китайские ученые провели исследование в национальном масштабе вариаций поведения животных перед землетрясениями. Они обследовали места, которые подвергались землетрясениям в первой половине XX столетия. Опросив стариков и собрав информацию из большинства доступных источников, они представили предварительный доклад, касающийся 58 видов домашних и диких животных, которые проявили необычное поведение перед землетрясениями. С 1968 г. современная биопредвестниковая информация начала накапливаться на открытой в провинции Хопей первой экспериментальной станции прогноза землетрясений, где использовались биологические наблюдения. Вторая станция была создана в провинции Синхиянг в 1971 г. С 1972 г. дополнительным источником огромного объема биопредвестниковой информации стали многочисленные группы добровольцев-непрофессионалов, работающих в тесной координации со специалистами по прогнозу землетрясений Государственного сейсмологического бюро Китая.

В Китае проводились опросы населения после сильных землетрясений с целью обнаружения предшествовавших явлений, в том числе биопредвестников. Таким образом, общий массив информации о биопредвестниках состоит из двух типов данных – собранных до событий и после них.

В нашей стране пока не опубликовано специальной полной сводки сведений о биопредвестниках землетрясений, произошедших на территории СССР за всю историю страны. Единственная попытка такого рода была предпринята в начале 1980-х гг. А.А. Никоновым (1981, 1982). В результате целенаправленных поисков ему удалось собрать из разных литературных источников и путем расспросов достаточно определенные, но не полные и не во всех случаях надежные первичные сведения об аномальном поведении животных перед 21 землетрясением на территории СССР. Все сведения исходят от неспециалистов, местных жителей и случайных очевидцев, получены более или менее случайно, сообщены устно или проникли

в печать после события, т.е. относятся к так называемой ретроспективной предвестниковой информации. Объем этой информации к моменту Спитакской сейсмокатастрофы 7 декабря 1988 г. составлял десятки наблюдений. Многие сведения из разных мест и для разных лет аналогичны и вполне согласуются с опубликованными за рубежом.

В 1991 г. в Крыму проведен первый всесоюзный семинар «Биологические аспекты прогнозирования землетрясений», на котором заслушано более 50 сообщений по данной тематике. Европейские ученые, по-видимому, широко не проводили исследования по использованию животных для прогноза землетрясений, но в отдельных публикациях описываются случаи появления биопредвестников и выдвигаются гипотезы о причинах их возникновения. В европейской и американской литературе нет обобщающих работ по исследованию биопредвестников. В сводках и обзорных работах американские исследователи хотя и приводят данные собственных ретроспективных опросов, все же преимущественно опираются на опыт, накопленный в КНР и Японии. Имеются сведения, что в США были попытки организовать получение перспективной биопредвестниковой информации путем установки специальных телефонов. Люди звонили, как правило, после землетрясений.

Опубликованные в мировой литературе данные по самым предварительным оценкам содержат сведения не более чем о двухстах землетрясениях, перед которыми наблюдались биопредвестники. Естественно, что реальное число замеченных людьми случаев значительно больше, чем их попало в литературу. Устные рассказы об аномальном поведении животных перед землетрясениями распространены в Японии, Китае и многих сейсмоопасных районах бывшего СНГ.

Американскими исследователями при анализе результатов ретроспективных опросов вывод о наличии или отсутствии биопредвестников делался, исходя из некоторых эмпирически подобранных критериев, например величины отношения числа сведений об аномальном поведении животных к общему числу ответов опрошенных наблюдателей. Совершенно не исследован вопрос о реакциях различных биообъектов на так называемые «медленные землетрясения», или криптовые события, которые не вызывают разрушений на поверхности земли и не приводят к гибели людей. В то же время при

этих событиях может сбрасываться энергия, по порядку величины сопоставимая с сильными, разрушительными землетрясениями. Не исключено, что некоторые живые организмы могут реагировать на эти события, предваряющие и сопровождающие их физические процессы, например на упругие колебания в инфразвуковом диапазоне частот. Вопрос требует изучения, так как может иметь отношение к проблеме оценок ошибок типа «ложная тревога» при биосейсмопрогнозе.

Имеющаяся в научной литературе информация о биопредвестниках землетрясений весьма неоднородна по качеству. Более того, нет единой методологии ее получения, отсутствует определение, что рассматривать в качестве единицы биопредвестников, не разработаны критерии оценки разных видов и источников информации. Сложность решения вопросов обусловлена тем, что они относятся не только к областям прогностики и геофизики, но и к областям этологии и психологии, как индивидуальной, так и социальной.

Подавляющее число сведений о биопредвестниках землетрясений касается поведения животных. Сведения об аномальном поведении животных можно разбить на три крупные категории. К первой относятся те, где поведение не является адаптивным ни при каких обстоятельствах. Пример – выпрыгивание рыб из воды на берег или на пол, где они неизбежно погибают. Ко второй категории можно отнести поведение, которое нормально при одних обстоятельствах, но совершенно необъяснимо с точки зрения наблюдателя при условиях, когда он его фиксировал, например дрожание животных без видимых на то причин или бегство из мест обитания в отсутствие видимой угрозы. К третьему классу относится поведение, приписываемое животным как адаптивное к возникновению землетрясений, т.е. поведение, при котором животные могут воспользоваться своим предчувствием готовящегося землетрясения.

Сообщения первой категории о неадаптивном, «сумасшедшем», поведении требуют очень высокого качества свидетельств, чтобы быть принятыми как правдивые. Следует иметь в виду, что реакции, помещаемые в эту категорию, могут быть адаптивными в обстоятельствах, природа которых пока не ясна. Важно подчеркнуть, что некоторые поведенческие реакции животных перед землетрясениями попадают именно в эту категорию.

Сообщения второй и третьей категорий относятся к реакциям, интерпретированным как адаптивные. Для целей настоящей работы упрощенно можно считать, что адаптивные реакции могут вырабатываться в ходе эволюции данного вида и в процессе онтогенеза данной особи путем ее обучения. Сильные землетрясения столь редки на протяжении жизни отдельных особей у большинства видов животных, что маловероятно возникновение у них специфических реакций путем научения. Возможно, что предвестники землетрясений могут стимулировать закрепление реакций, возникающих путем научения, но перед другими, более частными событиями, предваряющимися такими же или схожими стимулами. К ним можно отнести внезапное наводнение, штормы, ливни с грозами, сели, оползни, лавины и т.д.

Что касается развития адаптивных реакций животных под действием предвестников землетрясений, то тут нет полного понимания природы явления. Очевидно, что сами землетрясения и сопровождающие их явления представляют угрозу для жизни немногих видов животных. Но для этих немногих видов, например глубоководных рыб, подобная угроза могла способствовать выработке реакции или специфической чувствительности к предвестникам землетрясений.

Многочисленные сообщения о всплытии глубоководных рыб к поверхности перед сильными землетрясениями не противоречат подобному предположению. Высказываются гипотезы о наличии у большинства животных специфических реакций на предвестники землетрясений, позволяющих им заранее покинуть места обитания, чтобы пережить приближающуюся катастрофу. Принимая во внимание, что наземные животные эволюционировали от предков, обитавших в воде, высказывается гипотеза о наследовании ими некоего рудиментарного органа – детектора приближающихся землетрясений. Для большинства видов он может быть биологически незначим в настоящее время, но при условии кодирования в генетическом материале эта способность остается.

Альтернативная точка зрения предполагает, что предвестники землетрясений стимулируют специфические упреждающие реакции через процесс, эволюционно развитый для других целей. Имеется в виду адаптация животных к упомянутым выше более часто повторяющимся природным катаклизмам и к их предвестникам. Здесь мы сталкиваемся с вопросом о возможных источниках ошибок типа

«ложная тревога» у биологических предвестников, обусловленных аномальным поведением, не связанным с приближением момента сильного землетрясения. Одним из таких источников может служить появление хищника или добычи, другим – резкое изменение погоды. Достоверных данных о природе и характеристиках переносчиков и каналов воспринимаемой некоторыми живыми организмами метеорологической информации, имеющей прогностическое значение, очень мало. Кроме известных признаков и примет, накопленных в результате многовекового опыта, опубликовано значительное количество исследований изменений суточной двигательной активности или характера поведения перед ураганами, бурями, штормами, грозами с ливнями, смерчами у пауков, жуков, гусениц, медицинских пиявок, древесных лягушек, вьюнов, гольцов, медуз, некоторых птиц, некоторых бактерий и т.д. Еще одной причиной ошибок типа «ложная тревога» могут быть изменения на популяционном уровне в результате массовых миграций (миграции грызунов, белок, лягушек и т.п.). Определенную роль могут играть, в смысле влияния на «фоновый» уровень, эпидемии, пищевые отравления и другие неблагоприятные процессы, которые охватывают массы домашних или диких животных (Игнатосян, 1984).

Весьма чувствительными к изменению мотивационного состояния под воздействием подпороговых специфических раздражителей могут оказаться не только динамические, но и структурные характеристики поведения. Они описываются в виде последовательности целенаправленных инстинктивных активаций, образующих иерархию, специфичную как для формы поведения, так и для вида животного. Примерами могут служить гнездовое поведение у рыб и птиц, плетение паутины пауками и т.д. Методы, использующие изменения структурных характеристик под действием приближающегося землетрясения, могут дать довольно высокую чувствительность, но они требуют достаточно большого времени для сбора экспериментального материала, кроме того, желательно иметь и фоновые материалы (Никонов, Файдыш, 1982).

С точки зрения быстроты и доступности обнаружения изменений внутреннего состояния животных более удобным является использование динамических характеристик поведения. Поэтому им уделено основное внимание и под термином «биопредвестники», когда речь идет о животных, понимаются изменения в динамике их

поведения. Предполагается, что предвестники землетрясений воспринимаются животными не как специфически интерпретируемые, а как указание на что-то важное, но неизвестное, что должно случиться. Они стимулируют общую мотивацию последующего поведения, появляются реакции готовности к неспецифическим изменениям окружающей среды в ближайшем будущем. Это может выражаться в изменении степени тревожности или в масштабе реакции на другие стимулы, действующие на животных в период неспецифического ожидания.

Анализ имеющейся информации позволяет выделить два основных типа поведенческих реакций животных на приближающееся землетрясение. Первый тип – изменение общей эмоциональной реактивности животного, не сопровождающееся целенаправленным поведением. Проявление неясной тревоги, беспокойства выражается в повышении двигательной активности, вставании шерсти «дыбом», дрожи, вое, мычании и т.д.

Как правило, такое беспокойство проявляется при землетрясениях со сравнительно небольшой магнитудой или же в районах, удаленных от эпицентра, при больших временах упреждения. Эксперименты с животными показывают, что подобное беспокойство обычно возникает при действии подпороговых интенсивностей раздражителей, связанных с появлением опасности. В этом случае происходит активация соответствующих мотивационных систем, но ее уровень недостаточен для прерывания текущего поведения и запуска адекватных поведенческих реакций. Второй тип поведенческих реакций связан с возникновением целенаправленного поведения. В большинстве случаев такое поведение обладает всеми характерными признаками реакций, запускаемых при появлении опасности.

У домашних животных отмечается бегство из помещений и попытки спасения собственного потомства; дикие животные покидают норы, другие места обитания и мигрируют из района будущего землетрясения; птицы взлетают в воздух перед толчком.

Таким образом, геофизические предвестники землетрясений влияют прежде всего на мотивационные системы животного, активизирующие реакцию страха. При этом высказываются предположения, что характер поведенческих проявлений зависит от интенсивности действующего раздражителя. Низким значениям

интенсивности соответствуют реакции первого типа, более высоким – второго.

Такой упрощенный, но, безусловно, полезный на данной стадии исследования подход предполагает наличие одного «главного» раздражителя или определенной комбинации раздражителей различной природы. В последнем случае пороговая интенсивность отдельных стимулов, достаточная для запуска поведенческой реакции, может быть значительно ниже вследствие закона гетерогенной суммации. При этом пороговая чувствительность к предполагаемому раздражителю или их определенной комбинации, как показали наблюдения за биопредвестниками, неодинакова как для разных видов животных, так и для различных особей одного вида.

Биологические предвестники, по имеющимся данным, могут проявляться перед землетрясениями с магнитудами в интервале от 4 до 8,4, т.е. практически во всем диапазоне ощутимых землетрясений. Животные реагируют на приближающееся землетрясение в областях с интенсивностью будущих сотрясений от 5 до 10 баллов. Аномальное поведение животных проявляется в области предстоящих сильных разрушений. Возможно, этот факт связан с распределением сигналов, на которые реагируют животные, по области подготовки землетрясений и с затуханием их за пределами этой области. Используя биопредвестники для предсказания землетрясений, можно оценить место и примерные размеры области разрушений.

По данным исследований нескольких землетрясений область аномального поведения животных перед событиями во много раз превышает площадь проекции очага на поверхность. Это установлено для землетрясений с $M = 4,7$ в Калифорнии, землетрясения с $M = 6,8$ в Алайской долине, землетрясения с $M = 7,3$ в Китае. Причем в случае Хайченского землетрясения 4 февраля 1975 г. в Китае этот вывод подтверждается многими сотнями наблюдений до землетрясения. Есть пока немногочисленные данные о несимметричном расположении областей, где отмечено аномальное поведение животных, относительно будущих эпицентров и очаговых зон. Области, по-видимому, располагаются в соответствии с крупными геологическими структурами. Изучение конфигураций областей, где наблюдаются биопредвестники, их пространственного соотношения со структурой и свойствами геологической среды в эпицентральной

зоне и за ее пределами представляет большой интерес для понимания природы явления биоиндикации землетрясений.

Остается практически не исследованным вопрос о соотношении между пространственно-временными характеристиками биопредвестников и механизмами очагов соответствующих сейсмических катаклизмов. Особого рассмотрения заслуживает вопрос о соотношении между магнитудой готовящегося землетрясения и временем начала необычного поведения животных. Здесь применялись различные подходы, опирающиеся как на оценку общего усредненного времени появления биопредвестников, так и на оценки, сделанные определенным образом для выделенных выборок некоторых совокупностей видов животных.

Первый подход был использован, в частности, при попытке выявить соотношения между M и t для разных групп животных по материалам наблюдений только на территории СНГ. Сопоставление биопредвестниковой информации с обобщенными результатами по остальным предвестникам показывает, что биопредвестники хорошо вписываются в группу краткосрочных предвестников, причем 75% прогнозов лежит ниже усредняющей эту категорию предвестников кривой, т.е. относятся к области так называемых оперативных предвестников. Следовательно, аномальное поведение животных – млекопитающих и птиц, может начаться тем раньше, чем больше магнитуда готовящегося землетрясения (Карташев, 1999).

Второй, дифференцированный, подход был использован при анализе зарубежных данных, опубликованных в сводке Т. Рикитаке. В отличие от проведенной Рикитаке обработки материалов по сводному графику для всех видов биообъектов, была уточнена неоднородность использованной им совокупности данных. Построены графические зависимости числа биопредвестников от времени их появления для обитателей водной среды – рыб, крабов, черепах и т.д., и воздушной среды – млекопитающих, птиц, рептилий.

Максимум кривой для обитателей водоемов смещен в сторону более долгосрочных предвестников относительно аналогичной зависимости для наземных животных, т.е. водные обитатели раньше предчувствуют землетрясения. Величина сглаженных значений проявления биопредвестников для обитателей водной среды близка к двум дням, для наземных животных составляет несколько часов. Тщательный анализ данных, приведенных в таблицах Рикитаке,

с привлечением некоторых других сведений, не использовавшихся этим исследователем, позволяет дополнительно отметить некоторые тенденции особенностей наблюдавшихся биопредвестников землетрясений.

По-видимому, имеются две группы млекопитающих: воспринимающие изменения геофизических полей перед приближающимся землетрясением аналогично птицам и воспринимающие эти изменения раньше, чем птицы. Для млекопитающих из 8 случаев возникновения биопредвестников в области больше трех дней характерно аномальное поведение крыс. Максимальное зарегистрированное время появления биопредвестников для птиц составляет 10 дней, для млекопитающих – 1–1,5 месяца.

Рикитакэ полагает, что, в отличие от долгосрочных геофизических предвестников землетрясений, для которых существует прямая зависимость между логарифмом времени появления предвестника и магнитудой основного толчка, для необычного поведения животных, относящегося к краткосрочным предвестникам, такой зависимости нет. Видимо, вывод получен по общей совокупности данных без разделения биопредвестников для животных, рыб и птиц. Внимательное изучение имеющихся материалов позволило наметить связи между временем появления биопредвестника и магнитудой землетрясения, специфичные для различных животных. При рассмотрении времени появления биопредвестников для млекопитающих и птиц были учтены данные, которые приводит Т. Рикитакэ.

Выявлена зависимость магнитуды землетрясения от времени появления предвестников для птиц и млекопитающих. В группу I входят животные и птицы. В группу II входят млекопитающие и птицы. При наблюдениях за млекопитающими и птицами намечается разделение биопредвестников на краткосрочные – группа I, время опережения от минут до 6 ч, и среднесрочные, время опережения от 3 ч до 1,5 месяцев (Мигалкин, 1993).

В группу I входят млекопитающие: 81% – собаки, рогатый скот, лошади; 19% – остальные животные.

В группе II входят собаки, рогатый скот, лошади, которые составляют 9%, 91% – остальные животные, в числе которых преобладают дикие.

Таким образом, лошади, рогатый скот, собаки, как правило, «предчувствуют» землетрясение не более чем за 6 ч. Дикие и часть

домашних животных (кошки, свиньи) предчувствуют землетрясения в среднем за более длительный срок – от 3 ч до 1,5 месяцев.

Аналогичная тенденция наблюдается и для биопредвестников, связанных с птицами. В группе краткосрочных предвестников для птиц 45% – домашние птицы (куры, утки и т.д.), 55% – дикие. В группе среднесрочных предвестников домашние птицы составляют 19%, дикие – 81%.

При последующем анализе нами рассмотрены три группы животных по степени толерантности к человеку: домашние, синантропные – спутники человека: крысы, домовая мышь, домашний воробей, сизый голубь и т.д., и дикие. Вероятность регистрации аномального поведения животного из данных групп в качестве биопредвестников на основании литературных данных составляет 46, 29, 25% соответственно.

Для выделенных групп биопредвестников А.А. Никоновым рассчитаны аппроксимирующие линейные зависимости для группы I

$$M = 0,8 \lg T + 8,7 \\ (M \text{ от } 7 \text{ до } 8,3) ;$$

для группы II

$$M = 0,6 \lg T + 7,8 \\ (M \text{ от } 6,6 \text{ до } 8,3) .$$

Чем больше магнитуды, тем длительнее опережение. Расчеты показали, что «сила влияния фактора величины магнитуды на время опережения» составляет 40% ($P > 0,999$). С вероятностью $P = 0,95$ границы влияния лежат в пределах 23–57%. График и аппроксимирующая прямая подтверждают в первом приближении гипотезу о прямой зависимости поведения биопредвестников от магнитуды последующего землетрясения. Уравнение линейной регрессии имеет вид

$$\lg t = 0,48 M - 1,2 ,$$

несколько отличаясь в коэффициентах от приводимых Т. Рикитаке ($a = 0,685 - 0,8$, $b = 1,57 - 1,92$). Очевидно, это связано с тем, что в работе приведены данные для предвестников геофизической природы.

Модальные значения гистограмм зависимости случаев «биопредвидения» от $\lg T$ в двух диапазонах – «минуты – часы»

($\lg T = 0,5-2$) и «месяц и более» ($\lg T > 4$), подтверждают гипотезу о наличии двух групп биопредвестников.

В результате анализа литературных данных можно сделать вывод, что необычное поведение животных перед землетрясениями существует и проявляется у разных классов животных – гидробионтов, земноводных, пресмыкающихся, насекомых, млекопитающих, птиц, что неоднократно подтверждено в разных странах в разное время. Отмечены реакции у более 90 видов домашних и диких животных группового и индивидуального образа жизни.

Большая часть данных о необычном поведении животных перед землетрясениями относится к ретроспективно предвестниковой, собранной опросами после события. Исключение представляют данные из КНР, где объемы перспективной и ретроспективной биопредвестниковой информации сопоставимы.

Что касается количественных соотношений, то с большой вероятностью можно считать, что аномальное поведение животных может предвещать землетрясение с магнитудой, равной 4, но основной массив данных о биопредвестниках накоплен для шестибалльных землетрясений. Биопредвестники известны для землетрясений практически всех типов сейсмогенных зон с глубиной очага от нескольких километров до 100–150 км. Аномальное поведение животных может обнаруживаться на расстояниях в десятки, сотни километров от будущего эпицентра и захватывать площади, значительно превышающие проекцию очага на дневную поверхность. Время упреждения биопредвестниками землетрясений может варьировать от месяцев до минут и секунд. По длительности опережения можно выделить несколько групп биопредвестников. Чем больше магнитуда готовящегося события, тем больше время опережения биопредвестников.

Первая попытка организации систематических исследований биопредвестников землетрясений в СССР была предпринята профессором Казахского университета П.И. Мариковским (1984), организовавшим в предгорьях Алма-Аты постоянные стационарные наблюдения за аномальным поведением животных при повышенной сейсмической активности.

В результате проведенных исследований установлено, что практически все виды животных Казахстана реагируют на изменения сейсмической ситуации, находясь в естественной среде обитания.

В то же время существует пороговый уровень в реакциях биосистем, при котором поведение животных при сильных землетрясениях отличается от поведения при повышенном фоне сейсмической активности. Но землетрясение – событие редкое, поэтому статистическое накопление данных об аномальном поведении животных перед событиями такого рода происходит медленно.

Знакомство с литературными данными, контакты с исследователями, занимающимися проблемами биопредвестников, привели нас к убеждению о необходимости использования экологического подхода при решении проблемы. Землетрясение – довольно часто повторяющееся явление в эволюции экосистем. Экосистемы, сформировавшиеся в сейсмоопасных районах, адаптированы к катастрофам, происходящим на поверхности Земли в течение эволюции, и приобрели механизмы сигнального восприятия необходимой информации. В то же время «цена адаптации», т.е. разрушение экосистем и гибель части популяции, по всей вероятности, несущественно сказывается при восстановлении сформировавшихся экосистем сейсмоопасных районов. Восприятие сигнальной информации теоретически может происходить на любом уровне биоценоза. Усиление и распространение сигнальной информации биопредвестников происходит за счет увеличения дисперсии одного или нескольких звеньев экосистемы по принципу распространяющейся цепной реакции на весь биоценоз, приводящей к развитию аритмических процессов, изменению формы колебательных процессов в экосистемах, т.е. к развитию десинхронизирующих процессов в наиболее неустойчивых звеньях экосистем.

Следовательно, биосистемы как бы отрабатывают алгоритмы предстоящей аварийной ситуации: виды, выживающие за счет производства большого количества потомков, увеличивают плодовитость; виды, воспитывающие свою молодежь, снижают количество потомков и производят их более крупными. Происходит несезонное или повторное цветение некоторых растений, мигрирующие популяции меняют маршруты, сдвигаются сроки гнездования птиц и т.д.

В связи с этим очень важно биологам выезжать на места только что произошедших землетрясений для сбора важнейшей информации, позволяющей понять механизм реагирования животных при таком виде катастроф. Основываясь на данных о степени инерционности различных звеньев биоценоза, можно оценить латентный период

реагирования различных биосистем: растения – 1 год, месяц; млекопитающие – 6 месяцев, сутки; рептилии – 40–10 дней; членистоногие, паукообразные, насекомые – недели, сутки. При проведении исследований желателно работать с естественными биоценозами, не измененными антропогенными нагрузками. Антропогенные загрязнения аналогичным образом десинхронизируют устойчивые колебательные процессы в экосистемах, нарушают их нормальное развитие и существенно снижают способность биосистем к восприятию слабых сигналов.

Можно оценить популяции животных, с упреждением изменивших среду обитания. После сильного землетрясения, как правило, следует несколько вторичных, более слабых толчков – автошоков, позволяющих наблюдать за реакцией биообъектов в зависимости от степени сейсмической активности. В наших исследованиях в Грузии наблюдалась активная миграция паукообразных, коррелирующая с интенсивностью автошоков. По наблюдениям О.Г. Нехорошева, в это время отмечалось смещение суточной активности полета ласточек и стрижей. Поведение летучих мышей (подковонос малый) в местах их «дневок» также характеризовалось повышенной возбудимостью. Отмечались полеты части особей популяций летучих мышей в дневное время. Изменялась частота попадания в живоловушки мышевидных грызунов. При вскрытии самок лесной мыши и оценке их физиологического состояния ни у одной из них не было обнаружено беременности в момент Рачинского землетрясения.

При исследовании на Камчатке нами выделены вероятностные группы указателей – предвестников землетрясений. К ним относились птицы, миграции горбуши и кеты к местам нерестилищ, аномалии в круговых сетях пауков-крестовиков. Комплексные прогнозы на 90% совпадали с последующей сейсмической активностью, что позволяет считать биоиндикацию землетрясений перспективным направлением исследований по проблеме среднесрочных и краткосрочных прогнозов земных катастроф.

4.2. Биопрогнозирование антропогенных катастроф

Антропогенные катастрофы в своем проявлении аналогичны природным катаклизмам, их предварительные стадии характеризуются общими закономерностями. В то же время существует ряд особенностей в развитии антропогенных экологических кризисов. Начальные этапы кризиса протекают относительно медленно и незаметно. Дестабилизирующие влияния охватывают не все трофические уровни и взаимоотношения в биоценозе.

Наиболее неустойчивы консументы верхнего трофического уровня, узкоспециализированные виды и крупные животные. После достижения критического уровня развивается лавинообразный процесс деградации биоценозов с сопутствующей миграцией или гибелью коренных популяций видов экосистемы. Происходит замещение вымерших видов другими массовыми видами, способными существовать в разрушенной среде обитания. По аналогичному механизму протекали экологические катастрофы Аральского моря, озера Балхаш и другие.

По мнению Н.Ф. Реймерса (1994), в качестве количественной меры нарушения стационарного равновесия экосистемы при техногенных воздействиях может быть использовано правило 10%. При накоплении токсических ингредиентов или разрушении биоценоза больше 10% начинается деградация и саморазрушение биоценозов. На уровне популяций превышение 10% объема изъятия приводило к нарушению стационарного состояния. При этом необходимо отметить, что данная закономерность характерна для хронических, постоянно действующих антропогенных воздействий и существенно зависит от типа биоценозов.

Хорошим и надежным биоиндикатором нарушения стационарного состояния экосистем является массовое размножение популяций какого-либо вида, превышающих по численности свои многолетние циклические колебания. Исследование особенности биологии таких видов позволяет определить антропогенную причину освобождения или расширения экологической ниши и тем самым прогнозировать возможные последствия наблюдаемой нестабильности биоценоза. В современной урбанизированной природной среде в экосистемах, находящихся на различной стадии восстановительной сукцессии, проведение подобного рода исследований осложняется

неоднозначной интерпретацией полученных результатов. Естественно, что сохранение коренных биоценозов в пределах заповедных территорий, заказников, резерваций и национальных парков в качестве эталона природных сообществ необходимо при прогнозировании близких и отдаленных последствий антропогенного влияния на природные экосистемы.

Высокие концентрации токсичных веществ в воде, изменение рН, минерализация, мутность, повышение концентрации биогенных элементов и другие нарушения приводят к изменению биологических показателей.

Хронические эффекты проявляются на уровне организма в виде молекулярных, генетических, клеточных, патолого-анатомических изменений.

Компенсаторные реакции развиваются в направлении усиления процессов катаболизма, перераспределения энергетического бюджета на поддержание метаболизма в ущерб пластическому росту и созреванию, активации детоксикационного механизма с повышением энергетических затрат на детоксикацию и выживание в субтоксичных условиях среды.

Появляются признаки нарушения гомеостаза: мутации, новообразования, изменения клеточной структуры органов и тканей, показатели крови, патологические перерождения органов.

Наблюдаются признаки поддержания гомеостаза: увеличение содержания катехоламинов, АТФ, кортикостероидов, цистеинобогатенных белков типа металлотioneинов, высокая активность энзимов, повышение потребления кислорода, ахикардия, усиленная вентиляция жабр, сгущение крови, высокое содержание молодых незрелых форм клеток и лейкоцитов: моноцитов, нейтрофилов, эозинофилов и др.

На уровне популяций хронические эффекты приводят к повышенной элиминация особей, сокращению продолжительности жизни, снижению скорости роста и нарушению сроков созревания гонад или репродуктивной несостоятельности. Адаптивные реакции направлены на выживание рано созревающих мелкоразмерных особей в популяции (r-стратегов), обеспечивающих поддержание численности и популяционной плодовитости, селекцию толерантности.

Поведенческие реакции характеризуются снижением эффективности поиска и утилизации ресурсов, избегания хищников или поиска жертв, нарушением миграционного и нерестового процесса и др.

Признаки угнетения: сокращение пополнения, высокий процент гибели, нарушения в соотношении возрастных когорт и полов, увеличение количества незрелых особей, сокращение размерной и возрастной структуры и др.

Признаки перестройки: увеличение доли созревающих особей в раннем возрасте, преобладание мелкоразмерных особей младших возрастных групп.

На уровне сообществ происходят следующие нарушения:

- энергетические – ускорение дыхания сообществ и разбалансирование соотношения продукции к дыханию, увеличение значимости сторонней энергии, т.е. поступающей извне;
- трофические – ускорение оборота элементов питания, сокращение их цикла в экосистеме, потери биогенных элементов;
- продукционные – усиление синтеза и экспорта первичной продукции, более высокое потребление энергии на поддержание биомассы экосистемы;
- структурные – снижение видового разнообразия и упрощение сообществ, укорочение пищевых цепей, увеличение видовой доминантности, увеличение роли мелких форм (r-стратегов) в сообществах, обеспечивающих более быстрый оборот биомассы.

К хроническим эффектам на уровне сообществ относятся:

- изменения в соотношениях продукции (P) к тратам на дыхание (R) – $P/R > 1$ или $P/R < 1$;
- высокое соотношение минеральных форм фосфора и азота к их общему содержанию, повышенный их сток;
- высокое соотношение биомассы первичной продукции и суммарной, высокое соотношение продукции и биомассы или дыхания и биомассы и др.;
- низкие показатели индекса биоразнообразия, изменения рангового распределения, изменения в соотношении мирных и хищных форм, высокий процент доминирования эврибионтных видов, снижение условной индивидуальной массы организма в сообществе и др.

Таким образом, реакции биосистем следует рассматривать при биоиндикации антропогенных катаклизмов.

Необходимо отметить, что при расчете вероятности риска антропогенных катастроф существует, как минимум, две шкалы: медико-социальная и экологическая.

В медико-социальной шкале выделяются четыре градации (Реймерс, 1994):

1) благополучная ситуация, которая характеризуется устойчивым ростом продолжительности жизни, повышением рождаемости, снижением заболеваемости;

2) напряженная экологическая ситуация – заболеваемость населения по возрастным группам достоверно выше нормы по сравнению с аналогичными районами проживания. Средняя продолжительность жизни статистически достоверно не снижается, не наблюдается более ранняя инвалидность людей;

3) экологическое бедствие – невозможно традиционное социально-экономическое хозяйствование. Статистически достоверно повышена детская смертность, заболеваемость детей и взрослых, частота нарушений психики, частота и скорость наступления инвалидности. Продолжительность жизни и рождаемость статистически ниже, чем в аналогичных районах;

4) экологическая катастрофа – территория непригодна для постоянного проживания. Экологические условия смертельно опасны.

По экологической шкале можно выделить шесть градаций:

1) естественное состояние – характеризуется незначительными антропогенными воздействиями, максимальной для данного типа экосистем биомассой и минимальной биологической продуктивностью;

2) равновесное состояние – интенсивность восстановительных процессов экосистем выше или равна интенсивности антропогенных нарушений, биологическая продуктивность выше климаксовых сообществ, наблюдается снижение общей биомассы;

3) кризисное состояние – антропогенные нарушения по интенсивности превышают восстановительные процессы экосистем. В то же время еще сохраняется естественный тип экосистем, биомасса снижена, значительно повышена биологическая продуктивность;

4) критическое состояние – наблюдается обратная смена ранее существующих экосистем на менее продуктивные экосистемы, частичное опустынивание, биомасса невелика и снижается;

5) катастрофическое состояние – труднообратимый процесс смены и закрепления малопродуктивных экосистем, сильное опустынивание, биомасса и биологическая продуктивность минимальны;

6) состояние коллапса – необратимая потеря биологической продуктивности, биомасса стремится к нулю.

Используя экологическую и медико-биологическую шкалу, можно ранжировать наблюдаемые при мониторинге изменения, рассчитывать вероятность риска деградации окружающей среды и здоровья людей.

Рассмотрим последовательность проведения исследований по биомониторингу природной среды. В зависимости от цели мониторинга, типов загрязнения природной среды, финансовых затрат и научного потенциала коллектива выбирается размер обследуемой территории. На основании ландшафтных карт и геоботанической информации определяются типы биоценозов. Проводится ранжирование биоценозов по степени их антропогенной нарушенности в рамках концепции регрессионной или восстановительной сукцессии. Выявляются доминантные, эдификаторные и исчезающие виды растений и животных. Определяется необходимый и достаточный комплекс биотестов, позволяющий оценить состояние атмосферы, гидросферы и литосферы исследуемого района в зависимости от типа антропогенных загрязнений и возможности рекультивационных мероприятий.

Выявляются виды-указатели, индикаторы степени антропогенных загрязнений с последующим определением критических нагрузок в лабораторных условиях. Выявляются виды-индикаторы восстановительных процессов. Уточняется временная последовательность при использовании биотестов и площадь элементарной анализируемой пространственной ячейки. Намечается пространственное размещение биотестов с учетом размерности каждого и площади элементарной пространственной ячейки с целью компактного заполнения информацией всей последовательности анализируемого пространства. Производится деление мониторингового района по выбранной системе элементарных пространственных ячеек и заполнение их информацией биотестов. Для токсикантов, способных накапливаться в трофических цепях биоценозов (радионуклиды, тяжелые металлы и т.д.) определяются коэффициенты накопления в каждом трофическом уровне в зависимости от типа биоценоза.

Оцениваются коэффициенты миграции токсикантов при биологическом переносе веществ основными группами животных. Определяются коэффициенты биотрансформации загрязняющих веществ, обуславливающей повышение их токсичности в результате биохимических реакций при миграции в трофических цепях (ртуть → метилртуть).

Осуществляется предварительная обработка результатов с представлением их в виде безразмерных единиц и экспертная оценка специалистами: количественная оценка – в единой системе баллов; качественная – хорошо, плохо, удовлетворительно.

Проводится статистическая обработка пространственно-временной структуры биотестов с целью текущей оценки ситуации.

На основании полученной информации разрабатываются различного типа прогностические модели последующего развития экологической ситуации.

Проводятся лабораторные и полевые экспериментальные исследования с целью выяснения зависимости «доза – биологическая реакция» для загрязнений при их комплексном воздействии, характерном для данной местности, например: тяжелые металлы, бифенолы, электромагнитные поля, радиация.

Экспериментальные исследования проводятся дифференцированно для биосистем различного уровня организации: микроорганизмов, растений, беспозвоночных, рыб, амфибий, пресмыкающихся, птиц, млекопитающих и человека. В качестве объектов исследования используются, как правило, потенциальные виды-индикаторы.

Первая группа тестов на чувствительность биообъектов к влиянию техногенных факторов выполняется на рефлекторном или поведенческом уровне.

Среди беспозвоночных для этого используются пауки-кругопряды, дождевые черви, которых можно вместе с почвой помещать между двумя стеклами, где они живут и перемещаются по своим ходам. При добавлении расчетной концентрации загрязняющих почву веществ наблюдаются изменения их двигательной реакции. Хорошим объектом являются аквариумные, речные рыбы, моллюски. Для млекопитающих разработано большое количество поведенческих лабораторных методик, позволяющих наблюдать за изменениями в их поведении при действии загрязняющих факторов.

Вторая, наиболее чувствительная, группа – эмбриональные тесты, с помощью которых можно оценить степень влияния токсикантов на эмбриональное развитие – самый чувствительный период индивидуального развития организма. Для растений это всхожесть семян, для беспозвоночных – эмбриональные и личиночные стадии онтогенеза. У рыб и амфибий исследуется влияние радиации на развитие икры, у рептилий и птиц – развитие яиц, у млекопитающих – период беременности. При этом учитывается количество появившихся потомков по отношению к числу зародышей, типы аномалий развития и число особей, доживших до половозрелого возраста, пол, вес и размеры.

В связи с тем что техногенные факторы в последние 40 лет приобрели хронический характер, необходимо проводить специальные исследования по хроническому влиянию загрязнителей в течение 70–80% периода онтогенеза живых организмов. При хроническом влиянии факторов возможно получение достаточно полной информации с учетом критических периодов постнатального онтогенеза, в которых устойчивость организма может снижаться в несколько раз. В качестве тест-реакций необходимо использовать основные биохимические и физиологические показатели, специфичные для каждой группы биосистем.

Последующий этап включает в себя изучение негативного влияния антропогенных факторов в ряду поколений животных. При хроническом действии факторов потомства скрещиваются в течение 10–20 поколений. Отмечают отход животных в разных возрастных группах, уродства, типы патологий и проводят генетический контроль в соматических и половых клетках животных. Как показали исследования по влиянию слабых доз радиации, наиболее выраженные отрицательные последствия в популяции лабораторных мышей наблюдались в первом, третьем, седьмом и двенадцатом поколениях животных.

Наряду с лабораторными экспериментальными исследованиями достаточно часто используются эксперименты в естественных условиях. Индикаторные биообъекты помещают в загрязненные природные условия с известными количественными характеристиками воздействующих факторов и с определенной периодичностью фиксируют комплекс реакций, который сравнивается с показателями контрольной группы.

После анализа всей совокупности экспериментальных данных и наблюдений в природе выбирается группа биоиндикаторов, которая рекомендуется для использования в системе того или иного типа мониторинга.

Таким образом, научно обоснованный экологический мониторинг позволяет проследить степень антропогенного влияния на природную среду. Динамические ряды наблюдения по апробированной системе биотестов позволяют прогнозировать состояние исследуемых экосистем, разрабатывать оптимальные природоохранные мероприятия и обосновывать необходимые экологические санкции. В регионах с повышенной вероятностью экологических катастроф природного и антропогенного характера экологический мониторинг окажет неоценимую помощь при прогнозировании стихийных бедствий.

Основой комплекса специфических реакций биомониторинга являются биотесты, проградуированные в экспериментальных условиях к доминирующим антропогенным факторам.

К основным реакциям биосистем при физико-химических антропогенных воздействиях на экосистемы относятся:

- 1) качественное и количественное изменение химического состава воздуха, воды и почвы (глобальное);
- 2) нарушение температурного режима среды (глобальное);
- 3) изменение электромагнитного состояния среды (глобальное);
- 4) изменение природной освещенности (глобальное);
- 5) нарушение водного режима среды;
- 6) изменение уровня ионизирующей радиации;
- 7) нарушение физических и механических показателей почвы;
- 8) изменение показателей звуковых колебаний среды;
- 9) изменение химического состава продуктов питания.

Основные реакции биосистем на организменном уровне:

- изменение химического состава организма и накопление ксенобиотиков;
- изменение репродуктивного потенциала особей;
- изменение морфофизиологических показателей особей в результате нарушения процессов развития;
- изменение длительности стадий онтогенеза и продолжительности жизни;
- нарушения поведения.

Реакции на уровне популяций заключаются в изменении:

- генетической структуры популяций;
- пространственной структуры популяций;
- возрастной структуры;
- соотношения полов;
- численности популяций.

Биоценотические реакции – это рассогласование сроков развития различных видов в сообществе; нарушение трофических взаимодействий в связи с изменением структуры сообществ.

С целью создания системы прогностических представлений и снижения последствий экологических кризисов необходима организация биоиндикационных мониторинговых исследований и биоиндикационного контроля в районах потенциально опасных промышленных объектов. К их числу принадлежат атомные станции, радиохимические заводы по переработке, обогащению и дезактивации радиоактивных материалов и другие промышленные предприятия.

Заключение

Исследования по биоиндикации антропогенных загрязнений и экологических катастроф являются необходимым компонентом современного экологического мониторинга. Практически по любому виду загрязнений имеются наборы биотестов, позволяющих оценить степень нарушенности экосистем. Большое количество работ посвящено нефтезагрязнениям почв и водных биоценозов. Водоемы способны накапливать, адсорбировать антропогенные загрязнения и служить долговременным источником токсического влияния на окружающую среду. Особенно опасны нефтезагрязнения для непроточных водоемов, так как они приводят к длительному загрязнению и деградации биоценозов. Необходимо расширить исследования по биоиндикации распространенных нефтепродуктов, таких как бензин, дизельное топливо, бытовые и строительные пластмассы.

В концепции биоиндикационного мониторинга можно выделить основные системы тестов, позволяющие судить о деградации сообществ и их восстановлении. Первая группа тестов представлена видами-указателями, дифференцированно чувствительными к различным типам антропогенных загрязнений, активно реагирующими снижением численности и видового разнообразия или временным значительным повышением в зависимости от особенностей действующих факторов. Динамика видового разнообразия сообществ-указателей позволяет качественно оценить степень влияния загрязнений на экосистему.

Вторая группа тестов – это виды, которые устойчивы к загрязнениям, при сокращении видового разнообразия сообщества сохраняют относительно высокий уровень численности и позволяют оценить степень деградации биоценозов.

К третьей группе биоиндикаторов относятся восстановители, повышение количества видов и численности которых характеризует восстановительные процессы и отражает интенсивность сукцессии экосистем. Видовое разнообразие и численность сообществ восстановителей позволяет прогнозировать скорость возрождения биоценозов после антропогенных загрязнений и экологических катаклизмов.

Недостаточно глубокая современная разработка концепции биоиндикации экологических катастроф затрудняет прогнозирование

природных катаклизмов и землетрясений. Необходимо подчеркнуть, что временной прогноз землетрясений в связи с недостаточной изученностью биопредвестников является самым слабым звеном исследований. Существующий уровень исследований позволяет с определенной долей вероятности утверждать, что землетрясение готовится, но когда оно произойдет и насколько разрушительным окажется, предсказать трудно.

Прогнозирование техногенных экологических катастроф осуществляется при изучении уже случившихся антропогенных катаклизмов – разливов нефти, загрязнения бытовыми отходами и т.д. Последствия новых техногенных аварий прогнозируются неэффективно. Предложенная в середине XIX века теория катастроф Кювье не получила системного развития. Современные исследования по биопрогнозированию естественных и антропогенных катастроф находятся на этапе сбора фактического материала и построения гипотез.

Тем не менее биотестирование и биопрогнозирование антропогенных загрязнений является активно развивающейся областью экологических исследований, позволяющих адекватно прогнозировать, оценивать разрушение природной среды и разрабатывать оптимальные рекультивационные мероприятия.

Список литературы

1. Абакумов В.А. Система гидробиологического контроля качества природных вод в СССР / В.А. Абакумов // Актуальные проблемы охраны окружающей природной среды в Советском Союзе и Федеративной Республике Германии. – Мюнхен, 1981. – С. 491–528.
2. Абдурахманов Г.М. Загрязнение западной части среднего Каспия нефтяными углеводородами и биологическое разнообразие / Г.М. Абдурахманов, Г.А. Ахмедова, А.Г. Гасангаджиева // Вестник АГТУ. – 2006. – № 3. – С. 151–158.
3. Абдусамадов А.С. Загрязнение мелководной прибрежной опресненной зоны и шельфа западной части Каспийского моря и его влияние на биоту и воспроизводство рыб / А.С. Абдусамадов, Г.М. Абдурахманов, А.М. Дохтукаева [и др.] // Юг России: экология, развитие. – 2011. – № 2. – С. 37–62.
4. Александров А.Ю. Характеристика штаммов микроорганизмов, участвующих в процессах биоремедиации / А.Ю. Александров // Вестник Волгоградского государственного университета. Сер. 3. – 2009. – № 1. – С. 231–237.
5. Алешкин С.В. Природная и антропогенная составляющая в формировании качества поверхностных вод нефтяных месторождений Удмуртии / С.В. Алешкин, О.В. Гагарина // Вестник Удмуртского университета. – 2011. – Вып. 2. – С. 13–19.
6. Афанасьев Д.Ф. Влияние нефтепродуктов на некоторые биохимические показатели *Cystoseira crinita* Bory [Электронный ресурс] / Д.Ф. Афанасьев. – Режим доступа: <http://ecotext2.ru/332.html> (дата обращения: 23.06.2013).
7. Бадтиева Ю.С. Биоиндикация поверхностных водоемов / Ю.С. Бадтиева, Г.П. Усов, В.А. Барков // Экология и промышленность России. – 2003. – № 7. – С. 24–26.
8. Базанов В.А. Влияние шламовых амбаров на геохимическое состояние болотных экосистем в бассейне реки Васюган / В.А. Базанов, О.Г. Савичев, Д.В. Волостнов [и др.] // Известия Томского политехнического университета. – 2004. – Т. 307, № 2. – С. 72–75.
9. Бакаева Е.Н. Гидробионты в оценке токсичности вод суши / Е.Н. Бакаева, А.М. Никаноров – М.: Наука, 2006. – 257 с.

10. Башкин В.Н. Гигиеническое нормирование углеводов в донных отложениях водных объектов / В.Н. Башкин, Р.В. Гялиулин, Р.А. Галиулина // Промышленный сервис. – 2012. – № 1. – С. 39–43.
11. Бенжицкий А.Г. Распределение нефтяных агрегатов, населенных нейстонным перифитоном, в поверхностном слое Атлантического, Южного и Индийского океанов / А.Г. Бенжицкий, Г.Г. Поликарпов // Биология моря. – 1977. – № 2. – С. 88–91.
12. Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран / Л.С. Берг. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1948. – Ч. 1. – 466 с.
13. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / под ред. Р. Шуберта. – М.: Мир, 1988. – 345 с.
14. Бляхарчук Т.А. Реконструкция лесной и высокогорно-степной растительности юго-западной части Тувы с позднеледникового до современности / Т.А. Бляхарчук // География и природные ресурсы. – 2008. – № 1. – С. 89–96.
15. Бондарь Л.М. Микроспорогенез как один из возможных биоиндикаторов загрязняющего воздействия автотрассы / Л.М. Бондарь, Л.В. Частоколенко // Биол. науки. – 1990. – Т. 3, № 5. – С. 79–84.
16. Бояркина А.П. Техногенное загрязнение окружающей среды и онкологическая заболеваемость населения г. Томска / А.П. Бояркина [и др.] // II Межрегиональная экологическая конференция «Чтения памяти Ю.А. Львова». – Томск, 1988. – С. 101–102. – 2003.
17. Брагинский Л.П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* Str. и других ветвистоусых ракообразных (критический обзор) / Л.П. Брагинский // Гидробиологический журнал. – 2000. – Т. 36, № 5. – С. 50.
18. Бракоренко Н.Н. Влияние нефтепродуктов на грунты и подземные воды территорий автозаправочных станций (на примере г. Томска): автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук / Н.Н. Бракоренко. – Томск, 2013. – 21 с.
19. Бянкина К.Е. Влияние прокладки нефтегазопровода на состояние речного биотопа и беспозвоночных гидробионтов / К.Е. Бянкина, Д.С. Даирова, В.Н. Ефанов [и др.] // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 4. – С. 635–639.
20. Вестерн-иммуноблоттинг белков теплового шока у пресноводных гастропод и амфипод, экспонированных в растворах нефти / М.А. Тимофеев, Д.В. Лозовой, Д.С. Потапов [и др.] // Известия Ир-

кутского государственного университета. Сер. Биология. Экология. – 2008. – № 1. – С. 20–23.

21. Виноградов Г.А. Использование структурных показателей бактерио- и зообентоса для оценки качества донных отложений (на примере водоемов Верхневолжского бассейна) / Г.А. Виноградов, Н.А. Березина, Н.А. Лаптева [и др.] // Водные ресурсы. – 2002. – Т. 29, № 3. – С. 329–336.

22. Вирченко А.П. Радионуклиды — органические соединения в почвах зоны Чернобыльской АЭС / А.П. Вирченко, Т.И. Агапник // Почвоведение. – 1993. – Т. 3, № 1. – С. 13–18.

23. Войно Л.И. Биодegradация нефтезагрязнений почв и акваторий / Л.И. Войно // Фундаментальные исследования. – 2006. – № 5. – С. 68–70.

24. Волина Е.В. Влияние водорастворимой фракции нефти на холинергический процесс в мышцах голотурии *Holothuria mexicana* / Е.В. Волина, Р. Перес, Б.Н. Манухин // Биология моря. – 1986. – № 6. – С. 57–63.

25. Воробьев Д.С. Биологические основы очистки донных отложений водных объектов от нефти и нефтепродуктов: дис. ... д-ра биол. наук / Д.С. Воробьев. – Томск, 2003. – 385 с.

26. Воробьев Д.С. Донные сообщества пойменно-речных систем бассейна Васюгана в условиях нефтяного загрязнения: автореф. дис. ... канд. биол. наук / Д.С. Воробьев. – Томск, 2003. – 23 с.

27. Воробьев Д.С. Перспективы использования *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta, Tubificidae) в биоремедиации / Д.С. Воробьев // Природно-техногенные комплексы: рекультивация и устойчивое функционирование: сборник материалов международной научной конференции, 10–15 июня 2013 г. / под ред. В.А. Андроханова (отв. ред.). – Новосибирск: Окарина, 2013. – С. 283–285.

28. Воробьев Д.С. Распределение макрозообентоса в условиях нефтяного загрязнения (р. Васюган) / Д.С. Воробьев // Материалы Всероссийской конференции молодых ученых «Материаловедение, технологии и экология на рубеже веков». – Томск: ИФПМ СО РАН, 2000. – С. 40–42.

29. Вятчина О.Ф. Использование дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* для биотестирования нефтезагрязнений / О.Ф. Вятчина, Г.О. Жданова, Д.И. Стом // Известия Иркутского государственного университета. Сер. Биология. Экология. – 2008. – № 1. – С. 14–17.

30. Габбасова И.М. Оценка состояния почв с давними сроками загрязнения сырой нефтью после биологической рекультивации / И.М. Габбасова, Ф.Х. Хазиев, Р.Р. Сулейманов // Почвоведение. – 2002. – № 10. – С. 1259–1273.

31. Гапеева М.В. Токсикологическая и тератогенная оценка загрязнения донных отложений нефтепродуктами и ртутью на примере водохранилищ верхней и средней Волги / М.В. Гапеева, Л.П. Гребенюк, Ю.В. Ершов [и др.] // Биология внутренних вод. – 2001. – № 3. – С. 85–91.

32. Гиляров А.М. Динамика численности пресноводных планктонных ракообразных / А.М. Гиляров. – М.: Наука, 1987. – 189 с.

33. Глазовская М.А. Теория геохимии ландшафтов в приложении к изучению техногенных потоков рассеяния и анализу способности природных систем к самоочищению / М.А. Глазовская // Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. – М.: Наука, 1981. С. 7–41.

34. Гурвич Л.М. Роль неуглеводородных компонентов нефти в загрязнении гидросферы / Л.М. Гурвич, И.А. Немировская // Океанология. – 2009. – Т. 49, № 4. – С. 516–522.

35. Дивавин И.А. Изменение биохимических показателей некоторых прибрежных гидробионтов Баренцева моря при экспериментальной нефтяной интоксикации / И.А. Дивавин, В.Е. Ерохин // Гидробиологический журнал. – 1978. – Т. 14, № 5. – С. 73–77.

36. Дьяконова Д.В. Перспективы использования подземных вод апт-альб-сеноманского водоносного комплекса Западной Сибири / Д.В. Дьяконова // Недропользование XXI век. – 2012. – № 2(33). – С. 78–79.

37. Евдокимов Е.В. Динамика популяций в задачах и решениях / Е.В. Евдокимов. – Томск: Том. гос. ун-т, 2001. – 73 с.

38. Залялетдинова Н.А. Влияние экологических факторов на сообщества почвенных инфузорий / Н.А. Залялетдинова, А.Г. Карташев. – Томск: Томск. гос. ун-т систем упр. и радиоэлектроники, 2016. – 144 с.

39. Калюжин В.А. Использование аборигенных видов микроорганизмов при комплексных работах по очистке территорий от последствий разливов нефти / В.А. Калюжин // Вестник Томского государственного университета. – 2009. – № 327. – С. 200–201.

40. Карташев А. Г. Адаптация животных к хроническим факторам / А.Г. Карташев. – Изд-во Lap Lambert Academic Publishing, 2014. – 269 с.
41. Карташев А.Г. Биоиндикация экологического состояния окружающей среды / А.Г. Карташев. – Томск: Водолей, 1999. – 192 с.
42. Карташев А.Г. Биосфера и человек / А.Г. Карташев. – Томск: Том. гос. ун-т, 2003. – 352 с.
43. Карташев А.Г. Влияние нефтезагрязнений и сеноманских растворов на сообщества почвенных нематод / А.Г. Карташев, С.А. Калашникова. – Томск: Горячая линия – Телеком, 2018. – 146 с.
44. Карташев А.Г. Влияние нефтезагрязнений на выживаемость дождевых червей / А.Г. Карташев, К.С. Козлов, А.Г. Грязнов // Сибирский экологический журнал. – 2006. – № 5. – С. 629–637.
45. Карташев А.Г. Влияние нефтезагрязнений на коловраток / А.Г. Карташев, М.В. Ковальская // Сибирский экологический журнал. – 2012. – № 4. – С. 505–510.
46. Карташев А.Г. Влияние нефтезагрязнений на почвенных беспозвоночных животных / А.Г. Карташев, Т.В. Смолина. – Томск: В-Спектр, 2011. – 146 с.
47. Карташев А.Г. Влияние нефтезагрязнений на пресноводных моллюсков / А.Г. Карташев, А.П. Шкарупо, В.И. Кочеткова // Вестник Нижневарттовского государственного университета. Биологические науки. – 2017. – № 1. – С. 42–49.
48. Карташев А.Г. Влияние сеноманских вод на пресноводных моллюсков / А.Г. Карташев, А.П. Шкарупо // Современные тенденции развития науки и технологий. – 2016. – № 6. – С. 17–21.
49. Карташев А.Г. Влияние электрической антикоррозионной защиты нефтепроводов на миграцию рыб / А.Г. Карташев, А.Г. Прохоров, В.А. Похаруков // Сибирский экологический журнал. – 2010. – № 1. – С. 75–77.
50. Карташев А.Г. Основы электромагнитной экологии / А.Г. Карташев, М.А. Большаков. – Томск: Том. гос. ун-т, 2005. – 2006 с.
51. Карташев А.Г. Экологические аспекты нефтедобывающей отрасли Западной Сибири / А.Г. Карташев. – Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2007. – 218 с.
52. Карташев А.Г. Электромагнитная экология / А.Г. Карташев. – Томск: Том. гос. ун-т, 2000. – 276 с.

53. Кирпотин С.Н. Изучение динамики термокарстовых процессов на севере Западной Сибири с использованием космических снимков и наземных данных / С.Н. Кирпотин, Н.А. Юрыксина, Ю.М. Полищук // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса: Физические основы, методы и технологии мониторинга окружающей среды, потенциально опасных явлений и объектов : сб. науч. статей. – М., 2009. – Вып. 6, т. 2. – С. 352–360.

54. Ковалева Г.И. Действие нефти на рыб / Г.И. Ковалева, Н.Д. Мазманиди // Гидробиологический журнал. – 1978. – Т. 14, № 5. – С. 67–73.

55. Козлов М.В. Влияние антропогенных факторов на популяции наземных насекомых / М.В. Козлов // Итоги науки и техники. – М., 1992. – Т. 13. – 190 с.

56. Колесник А.Г. Электромагнитная экология / А.Г. Колесник, С.А. Колесник, С.В. Побаченко. – Томск, ТМЛ-Пресс, 2009. – 336 с.

57. Криволицкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле / Д.А. Криволицкий. – М.: Наука, 1994. – 272 с.

58. Кузнецова И.А. Микробиологическая оценка последствий нефтяного загрязнения водоемов / И.А. Кузнецова, А.Н. Дзюбан // Современные проблемы гидробиологии Сибири: тез. докл. Всесоюзной конференции. – Томск, 2001. – С. 123–124.

59. Кулюкина Е.В. Влияние бензина и дизельного топлива на сообщества раковинных амеб / Е.В. Кулюкина, А.Г. Карташев // Вестник Нижневартковского государственного университета. – Нижневартковск, 2017. – С. 54–63.

60. Кулюкина Е.В. Влияние сеноманских вод на сообщества раковинных амеб / Е.В. Кулюкина, А.Г. Карташев // Вестник Нижневартковского государственного университета. – Нижневартковск, 2016. – С. 35–42.

61. Кунин Н.Я. Биологические предвестники землетрясений и целесообразность их изучения при прогнозе землетрясений в СССР / Н.Я. Кунин, Е.В. Харбин. – М.: Изд-во МССС, 1979. – 26 с.

62. Куранова В.Н. Биоиндикационные показатели амфибий / В.Н. Куранова // Экология промышленного города. – Томск: Изд-во ТГУ, 1992. – С. 48–52.

63. Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР / Л.А. Кутикова. – Л.: Наука, 1970. – 744 с.

64. Лапшина Е.Д. Типы нарушений и естественное восстановление растительности олиготрофных болот на нефтяных месторождениях Томской области / Е.Д. Лапшина, В. Блойтен // Krylovia. Сибирский ботанический журнал. – 1999. – Т. 1, № 1. – С. 129–140.
65. Лютинецкий И.Б. Предвестники подземных бурь / И.Б. Лютинецкий. – М.: Просвещение, 1988. – 189 с.
66. Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР / Е.Ф. Мануйлова. – М. – Л.: Наука, 1964. – 327 с.
67. Мариковский П.И. Животные предсказывают землетрясения / П.И. Мариковский. – Алма-Ата: Наука, 1984. – 144 с.
68. Маркова О.С. Эколого-токсикологические исследования действия нефтепродуктов на морской зоопланктон / О.С. Маркова, Э.В. Глеулеева, Т.Ф. Курочкин // Естественные науки. – 2011. – № 2. – С. 56–60.
69. Матишов Г.Г. Воздействие на среду и биоту аварийного разлива нефтепродуктов в Керченском проливе в ноябре 2007 г. / Г.Г. Матишов, Ю.И. Инжебейкин, Р.М. Савицкий // Водные ресурсы. – 2013. – № 3. – С. 259–273.
70. Мелехова О.П. Биологический контроль окружающей среды / О.П. Мелехова, Е.И. Сарапульцева [и др.] // Биоиндикация и биотестирование. – М.: Академия, 2010. – 288 с.
71. Мизадронцев И.Б. Химические процессы в донных отложениях водоемов / И.Б. Мизадронцев. – Новосибирск: Наука, Сиб. отделение, 1990. – 176 с.
72. Миронов О.Г. О предельно допустимых концентрациях нефтепродуктов в донных осадках прибрежной зоны Черного моря / О.Г. Миронов, Н.Ю. Миловидова, Л.Н. Кирюхина // Гидробиологический журнал. – 1986. – Т. 22, № 6. – С. 76–78.
73. Михайлова Л.В. Накопление нефтяных углеводородов в различных звеньях пищевой цепи и их связь с биосубстратами / Л.В. Михайлова, С.В. Анисимова, А.С. Стругова // Экспериментальная водная токсикология. – Рига: Зинатне, 1986. – Т. 11. – С. 168–178.
74. Михайлова Л.В. Разработка и апробация норматива содержания нефти в донных отложениях поверхностных водных объектов / Л.В. Михайлова, Е.А. Исаченко-Боме // Водные ресурсы. – 2012. – Т. 39, № 5. – С. 530–542

75. Михайлова Л.В. Регламентация нефти в донных отложениях (ДО) Сибирских водоемов / Л.В. Михайлова // *Фундаментальные исследования*. – 2008. – № 2. – С. 96–97.

76. Михайлова Л.В. Токсичность и генетическая опасность донных отложений малых рек в районе нефтедобычи / Л.В. Михайлова, Т.Г. Акатьева, Г.Е. Рыбина // *Первый съезд токсикологов России: тез. докл.* – М., 1998. – С. 300.

77. Моисеенко Т.И. Устойчивость водных экосистем и их изменчивость в условиях токсического загрязнения / Т.И. Моисеенко // *Экология*. – 2011. – № 6. – С. 441–448.

78. Монахов С.К. О поведении животных перед землетрясениями / С.К. Монахов, А.А. Курапов, Н.В. Попова [и др.] // *Электромагнитные предвестники землетрясений*. – М.: Наука, 1982. – С. 66–81.

79. Морозов Н.В. Биодegradация нефтяных загрязнений в технологических стоках / Н.В. Морозов, А.В. Сидоров // *Экология и промышленность России*. – 2007. – № 7. – С. 4–7.

80. Муравьев А.Г. Руководство по определению показателей качества воды полевыми методами / А.Г. Муравьев. – СПб.: Крисмас+, 2004. – 248 с.

81. Никитина Л.И. Цилиофауна природных и техногенных экосистем Среднего Приамурья: моногр. / Л.И. Никитина, А.В. Приходько, А.В. Жуков [и др.]. – Хабаровск: Изд-во ДВГУПС, 2011. – 160 с.

82. Никитина О.Г. Биоэстимация: контроль и регулирование процессов биологической очистки и самоочищения воды: автореф. дис. ... д-ра биол. наук / О.Г. Никитина. – М., 2012. – 47 с.

83. Панин Л.Е. Биохимические механизмы стресса / Л.Е. Панин. – Новосибирск: Наука, 1983. – 232 с.

84. Пат. 2315670 Российская Федерация, МПК В09С001/10, С02F003/34, С02F101/32. Способ биологической очистки грунта и воды от органических соединений алифатического, карбоциклического и гетероциклического рядов и их смесей произвольного состава / Калюжин В.А. ; Том. гос. ун-т. – Заявл. 27.01.2008; опубл. 10.12.2010.

85. Пат. 2357929 Российская Федерация. Способ биологической очистки донных отложений от нефти и нефтепродуктов / Воробьев Д.С., Залозный Н.А., Лушников С.В., Франк Ю.А. ; ООО «Науч-

но-техническое общество «Приборсервис». – № 2007124025/13 : заявл. 26.06.2007 : опубл. 10.06.2009.

86. Пат. 92541 Российская Федерация. Устройство для оценки загрязненности донных отложений водной среды нефтью и нефтепродуктами (аэрошуп) / Воробьев Д.С. ; ОАО «Томский научно-исследовательский и проектный институт нефти и газа». – № 2009141679/22 : заявл. 11.11.2009 : опубл. 20.03.2010 – 1 с.

87. Пахомова Н.А. Перспективы использования организмов-гетеротрофов сенного настоя для биотестирования нефтепродуктов / Н.А. Пахомова, Е.Е. Минченков // Фундаментальные исследования. – 2012. – № 4. – С. 396–400.

88. Петрова И.В. Экспериментальное исследование влияния загрязненного дизельным топливом ила на гидрoхимический режим и бентос (на примере *Asellus aqu. aticus*) / И.В. Петрова // Изв. ГосНИОРХ. – Л., 1981. – Вып. 173. – С. 102–107.

89. Плитман С.И. Комплексная оценка самоочищающей способности водоемов / С.И. Плитман // Гигиена и санитария. – 1991. – Т. 1, № 3. – С. 15–16.

90. Попченко В.И. Использование сообществ донных беспозвоночных в биомониторинге пресных вод / В.И. Попченко // Известия Самарского научного центра РАН. – 1999. – № 2. – С. 212–217.

91. Попченко В.И. Устойчивость малощетинковых червей к химическим загрязнениям / В.И. Попченко, Т.В. Попченко // Известия Самарского научного центра РАН. – 1999а. – № 2. – С. 201–203.

92. Протасов В.Р. Введение в электроэкологию / В.Р. Протасов [и др.]. – М.: Наука, 1982. – 335 с.

93. Реймерс Н.Ф. Экология / Н.Ф. Реймерс // Россия молодая. – 1994. – 367 с.

94. Рикитакe Т. Предсказание землетрясений / Т. Рикитакe. – М.: Мир, 1979. – 383 с.

95. Рубец К.И. Изменение физиологических показателей состояния двустворчатых моллюсков при оценке загрязнения вод нефтепродуктами / К.И. Рубец // Водное хозяйство России. – 2009. – № 5. – С. 76–98.

96. Рузанова А.И. Диагностика состояния экосистемы нижней Томи по макрозообентосу / А.И. Рузанова, Н.А. Залозный // Современные достижения в исследованиях окружающей среды и экологи-

гии: сб. науч. ст., посвященный памяти академика РАН Владимира Евсеевича Зуева / под ред. В.В. Зуева – Томск, 2004. – С. 186–191.

97. Рузанова А.И. Трансформация донных сообществ в условиях нефтяного загрязнения / А.И. Рузанова, Д.С. Воробьев // Экология пойм сибирских рек и Арктики / под ред. В.В. Зуева. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1999. – С. 71–78.

98. Рузанова А.И. Оценка экологического состояния реки Васюган по донным сообществам / А.И. Рузанова, Д.С. Воробьев // Материалы международной конференции «Экология и рациональное природопользование на рубеже веков. Итоги и перспективы». – Томск, 2000. – Т. 2. – С. 202–204.

99. Рузанова А.И. Состояние донных сообществ бассейна реки Ягыльях (район нефтяных месторождений) / А.И. Рузанова, Д.С. Воробьев // Экобиотехнология: борьба с нефтяным загрязнением окружающей среды. – Пушкино: ИБФМ РАН, 2001. – С. 14–16.

100. Рузанова А.И. Состояние донных сообществ русла Средней Оби / А.И. Рузанова, Н.А. Залозный // Природокомплекс Томской области. Биологические и водные ресурсы / под ред. А.М. Адама [и др.]. – Томск, 1995. – Т. 2. – С. 96–102.

101. Савичев О.Г. Биологическая очистка сточных вод с использованием болотных биогеоценозов / О.Г. Савичев // Известия Томского политехнического университета. – 2008. – Т. 312, № 1. – С. 69–74.

102. Савичев О.Г. Фоновые концентрации веществ в речных водах таёжной зоны Западной Сибири / О.Г. Савичев // Вестник Томского государственного университета. – 2010. – № 334. – С. 169–175.

103. Селье Г. Очерки об адаптационном синдроме / Г. Селье. – М.: Медгиз, 1960. – 132 с.

104. Соромотин А.В. Влияние нефтяного загрязнения на почвенных беспозвоночных (мезофауны) в таежных лесах Среднего Приобья / А.В. Соромотин // Сибирский экологический журнал. – 1995. – № 6. – С. 549–555.

105. Соромотин А.В. Нефтяное загрязнение земель в зоне средней тайги Западной Сибири / А.В. Соромотин // Экология и промышленность России. – 2004. – № 8. – С. 8–11.

106. Степанова Н.Ю. Токсичность среды в отношении гидробионтов в условиях экспериментального моделирования нефтяного загрязнения водных объектов / Н.Ю. Степанова, В.З. Латыпова,

А.А. Алексеев // Вестник РУДН. Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2008. – № 1. – С. 42–47.

107. Сущук А.А. Воздействие тяжелых металлов на фитопаразитических нематод / А.А. Сущук, Л.И. Груздева, Е.П. Иешко // Труды Карельского науч. центра РАН. – 2008. – Вып. 13. – С. 84–88.

108. Сущук А.А. Почвенные нематоды трансформированных экосистем Карелии: дис. ... канд. биол. наук / А.А. Сущук. – Петрозаводск, 2009. – 139 с.

109. Ткач Н.П. Влияние нефтяного загрязнения на липидный состав амфипод / Н.П. Ткач, Р.У. Высоцкая // Фундаментальные исследования. – 2007. – № 12 – С. 143–144.

110. Туров Ю.П. Нефтепродукты в донных отложениях бассейна реки Иртыш / Ю.П. Туров, И.В. Русских, Е.В. Павлов [и др.] // Эколого-биогеохимические исследования в бассейне Оби / под ред. В.В. Зуева, А.В. Куровского, С.Л. Шварцева. – Томск: РАСКО, 2002. – С. 130–134.

111. Фелленбберг Г. Загрязнения природной среды / Г. Фелленбберг. – М.: Мир, 1997. – 231 с.

112. Фокина Н.Н. Изменение липидного состава мидий *Mytilus edulis* L. Белого моря при влиянии нефтепродуктов [Электронный ресурс] / Н.Н. Фокина, З.А. Нефедова, Н.Н. Немова [и др.]. – Режим доступа: <http://ecotext2.ru/176.html> (дата обращения: 23.06.2013).

113. Холмогорова Н.В. Воздействие нефтяных углеводородов на сообщества донных беспозвоночных малых рек Удмуртии / Н.В. Холмогорова // Вестник Удмуртского университета. – 2007. – № 10. – С. 47–56.

114. Холмогорова Н.В. Динамика структуры макрозообентоса в условиях нефтяного загрязнения донных отложений / Н.В. Холмогорова // Вестник Самарского государственного университета. Сер. Естественнаучная. – 2007а. – № 9/1. – С. 336–343.

115. Цыбульский И.Е. Функциональное состояние морской донной рыбы и динамика накопления углеводородов нефти в органах рыб при нефтяном загрязнении донных отложений [Электронный ресурс] / И.Е. Цыбульский, А.Ю. Виноградов, И.Г. Корпакова [и др.]. – Режим доступа: <http://ecotext2.ru/181.html> (дата обращения: 23.06.2013).

116. Чекановская О.В. Водные малощетинковые черви фауны СССР / О.В. Чекановская // Определитель по фауне СССР. – М. – Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – 411 с.

117. Чивилев С.М. Особенности определения нефтепродуктов в почвах и донных отложениях [Электронный ресурс] / С.М. Чивилев, М.В. Прозорова, И.В. Матвеев [и др.]. – Режим доступа: <http://есopro.spb.ru> (дата обращения: 10.08.2013).

118. Шивокене Я. Влияние сырой нефти и мазута на бактериоценозы пищеварительного тракта гидробионтов [Электронный ресурс] / Я. Шивокене, Л. Мицкенене. – Режим доступа: <http://ecotext2.ru/192.html> (дата обращения: 23.06.2013).

119. Шкарупо А.П. Влияние бензина и дизельного топлива на развитие пресноводных моллюсков *Marisa Cornuarietis* / А.П. Шкарупо, В.В. Сусло, А.Г. Карташев // Научные горизонты. – 2018. – № 12. – С. 178–184.

120. Шкарупо А.П. Влияние нефти, бензина и сеноманских растворов на развитие аквариумных рыб гуппи *Poecilia Reticulata* / А.П. Шкарупо, Е.П. Моргунова, А.Г. Карташев // Актуальные тренды и перспективы развития науки, техники, технологии: сборник научных трудов по материалам Международной научно-практической конференции, г. Белгород, 30 января 2019 г. – 2019. – С. 82–85.

121. Шорникова Е.А. Микробиологическая индикация состояния экосистем водотоков на нефтяных месторождениях Среднего Приобья / Е.А. Шорникова // Сибирский экологический журнал. – 2008. – № 3. – С. 417–425.

122. Шубин Н.Н. Приспособление млекопитающих к условиям среды Западной Сибири / Н.Н. Шубин. – Томск: ТГУ, 1980. – 193 с.

123. Щекатурина Т.Л. Аккумуляция углеводов нефти двустворчатыми моллюсками *Mytilus galloprovincialis* L. / Т.Л. Щекатурина, О.Г. Миронов // Гидробиологический журнал. – 1987. – Т. 23, № 2. – С. 71–76.

124. Якуцени С.П. Геолого-геохимические закономерности распространения углеводородного сырья с потенциально-токсическими свойствами компонентов-примесей: автореф. дис. ... д-ра геол.-мин. наук / С.П. Якуцени. – М., 2012. – 62 с.

125. Ярошинский А.А. Ядерная энциклопедия / А.А. Ярошинский. – М.: Благотворительный фонд, 1996. – 656 с.

126. Farara D.G., Burt A.J., Hawkins B.W. // 37 th Conf. Int. Assoc. Great Lakes Res. and Estuarine Res. Fed. – Windsor, 1994. – P. 42.

127. Shen Jing-Hwang. Can animals help to predict earthquakes / Jing-Hwang Shen // Earthquake Jnborm Bull. – 1978. – Vol. 10, No 6.

128. Stocker Ci. Zm einigen theoretischen und methdischen Aspecten der Bioindication / Ci. Stocker // Arch. Naturschutz und Land-schafiforsch. – 1981. – Vol. 21, No 4. – P. 187–209.

129. Toxicological Evaluation and Comparison of Explosives using Freshwater Macroinvertebrates / B.M. Duke, J.A. Steevens, G.R. Lotufo [et al.] // SETAC 21st Annual Meeting – Environmental Science in the 21st Century: Paradigms, Opportunities, and Challenges, 12–16 November 2000, Nashville, TN, USA. – Pensacola, FL, USA, SETAC Press. – P. 8.

130. Vermeer K. Correlation between mercury in wing and breast muscles in ducks / K. Vermeer, F.A.J. Armstrong // J. Wildl managem. – 1972. – Vol. 36, No 10. – S. 1270–1272.

Оглавление

Введение.....	3
1. МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ	
1.1. Адаптационные возможности биосистем	5
1.2. Микроорганизмы – биоиндикаторы окружающей среды	8
1.3. Биоиндикационные показатели органов и тканей.....	9
1.4. Организменный уровень биоиндикации	14
1.5. Нарушения в онтогенезе биосистем	20
1.6. Популяционно-видовой уровень биоиндикации	24
1.7. Биоценотический уровень биоиндикации.....	38
1.8. Ландшафтный уровень индикации	43
1.9. Этапы адаптации биосистем.....	45
2. БИОИНДИКАЦИЯ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕНИЙ	
2.1. Дождевые черви – биоиндикаторы нефтезагрязнений	47
2.2. Почвенные нематоды – биоиндикаторы нефтезагрязнений и сеноманских растворов	87
2.3. Влияние бензина на сообщества нематод	98
2.4. Почвенные инфузории – биоиндикаторы нефтезагрязнений и нефтепродуктов.....	105
2.5. Влияние бензина на сообщества почвенных инфузорий	118
2.6. Особенности адаптации почвенных инфузорий к нефтезагрязнениям	121
2.7. Раковинные амёбы – биоиндикаторы нефтезагрязнений, нефтепродуктов и сеноманских растворов.....	123
2.8. Гидробионты – биоиндикаторы нефтяных загрязнений	134
2.9. Коловратки – биоиндикаторы нефтезагрязнений пресноводных водоемов.....	142
2.10. Донные организмы – биоиндикаторы нефтяных загрязнений	146
2.11. Моллюски – биоиндикаторы антропогенных загрязнений	155
3. БИОИНДИКАЦИЯ ФИЗИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ	
3.1. Тепловое загрязнение.....	162
3.2. Электромагнитные загрязнения	163
3.3. Биоиндикация радиочастотных электромагнитных загрязнений	168
3.4. Радиоактивное загрязнение	171

4. БИОПРОГНОЗИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ КАТАСТРОФ	
4.1. Биопрогнозирование землетрясений	183
4.2. Биопрогнозирование антропогенных катастроф	200
Заключение	209
Список литературы	211

Научное издание
Карташев Александр Георгиевич
БИОИНДИКАЦИЯ АНТРОПОГЕННЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ
Монография

Подписано в печать 12.09.19. Формат 60x84/16.
Усл. печ. л. 13,25. Тираж 100 экз. Заказ 304.
Томский государственный университет
систем управления и радиоэлектроники.
634050, г. Томск, пр. Ленина, 40.
Тел. (3822) 533018.